

國立台灣大學漁業科學研究所碩士論文
Thesis for Master of Science
Graduate Institute of Fisheries Science
National Taiwan University

指導教授：陳章波 Chang-Po Chen

台灣招潮蟹棲地保育之底質特徵探討：以麥寮為例
A Study on the Habitat Characteristics for the Conservation of
Uca formosensis : Mailiao area as an Example



研究生：陳曉怡 Shiao-Yi Chen 撰

中華民國九十七年六月
June 2008

謝辭

第五次的畢業，為十八年的學生生涯暫時畫下句點，碩士論文能夠準時完成，讓我有一個 Happy ending，要感謝的人實在太多太多。謝謝陳章波老師，老師總是不同於一般的創新與思考角度，謝蕙蓮老師從旁的提醒與鼓勵，不論是在研究方面或是人生課題，著實讓我受益良多。感謝李培芬老師、郭一羽老師和楊樹森老師在口試時的指正與建議，使論文更臻完備。特別感謝李培芬老師與佳吟學姊，熱心的指導我 GIS 的相關方向，雖然並沒有如預期用上，還是感謝。國土測繪中心的謝東發先生，謝謝您的幫助，無償提供潮間帶相關資料，讓研究得以順利進行，真的非常感謝。

實驗室的大家是我很大的助力，沒有你們的幫忙，就沒辦法完成香山、麥寮和伸港的研究。阿忠學長、Bingo 學長、寶寶學長，謝謝你們在觀念上的指導，學長級就是不一樣；謝謝芳琳學姊一年多前給我的研究建議，讓 proposal 能順利通過，才能有今天的成果；謝謝佳宜、思涵、資凱、雅雯、宗立、碧芝、尚洋、宜旻、佳瑜，謝謝大家幫我出辛苦的差，大太陽下變成蚵農與蚵婦這種經驗除了跟你們擁有，也不知道還能跟誰，以及已經離開實驗室而且都升格為人妻的瑋倩和逸涵，非常謝謝大家在實質上和精神上的支持和鼓勵，讓我從充滿菜味的研究生升格為菜味小助理。

特別感謝地理所的逸祥學長，麻煩你很多，謝謝學長在 GIS 方面給我相當多的幫助；謝謝晨瑋、思龍和胖子，幫我跑妹雷伯或是當被我機車的對象，特別謝謝晨瑋大叔這一年的大力幫助，不論是把從家裡拖出去見太陽或是口試前的打氣與幫忙，超級感謝你。謝謝所有鼓勵過我的同學朋友們，一時無法一一說盡，衷心感謝。

謝謝室友們的開朗好相處，讓我在家能很輕鬆自在；謝謝阿咪，陪我度過好多個挑燈夜戰的晚上；謝謝一直支持我的家人，學習路上一直讓我無後顧之憂的爸爸與媽媽，長大的女兒很愛你們，可以賺錢養你們了 XD。

最後，僅以這本論文獻給大家，並致上我最深的感謝☺。

曉怡
2008.07.23

摘要

台灣招潮蟹(*Uca formosensis*)為台灣特有種。近二十年來，其數量與分布區域逐漸減少，使對其棲地的了解與保護更為重要。本研究為釐清底質棲地環境對台灣招潮蟹族群之影響與關係。研究地區為雲林麥寮濕地(位於台塑六輕廠北側)，研究中共評比了八項環境因子，分別為：粒徑、粉泥/黏土含量、土壤篩選係數、土壤含水量、全有機碳、全氮、土壤氧化層深度與累積浸沒潮時；八項環境因子可歸納為底質顆粒組成、營養鹽組成與潮汐影響等三個面向。根據研究結果，台灣招潮蟹棲地之底質特徵為：粉泥土或極細砂土(粒徑 $<0.125\text{mm}$)，粉泥/黏土含量高於60%，累積浸沒潮時少於40小時(一次潮汐週期下)。以麥寮為例，台灣招潮蟹棲地之其餘底質環境表現為：土壤氧化層介於14.93~55.55cm、含水量介於20.576~26.321%、土壤篩選係數介於0.806~1.308、全有機碳介於0.25~0.44、全氮介於0.07~0.09。本研究以麥寮地區為台灣招潮蟹棲地模式，應用判別分析以分析新竹海山罟與彰化伸港地區的台灣招潮蟹棲地表現。本研究根據累積潮水浸沒時間的長短，將台灣招潮蟹棲地分為三級：第一類(良好)、第二類(普級)與第三類(劣級)棲地。根據判別分析結果，伸港地區內83.3%(10/12)的樣點屬於第一類棲地，16.7%(2/12)屬於第二類棲地；麥寮地區內38.9%(7/18)的樣點為第一類棲地，38.9%(7/18)的樣點為第二類棲地，27.8%(5/18)的樣點為第三類棲地；海山罟地區內，16.7%(4/24)的樣點屬於第一類棲地；66.7%(16/24)的樣點屬於第二類棲地；16.7%(4/24)的樣點屬於第三類棲地。

本研究歸納出台灣招潮蟹的底質棲地特徵，並驗證累積浸沒潮時對台灣招潮蟹族群為具有影響力的因子。

關鍵字：台灣招潮蟹、棲地、底質、地理資訊系統、復育

Abstract

Uca formosensis is an endemic species in Taiwan. The population size and habitats decreased continuously in the past twenty years. This study focus on the relationship between the sedimentary environment and *Uca formosensis* population. The study area is in northwest site of Mailiao township and eight environmental factors were analyzed: grain size, silt/clay content, sorting coefficient, water content, total organic carbon(TOC), total nitrogen(TN), depth of oxidation layer(DOL) and accumulated inundated-time.

According to the results, grain size smaller than 0.125 mm, silt/clay content more than 60% and accumulated inundated-time less than 40 hours are the habitat characteristics of *Uca formosensis*. In Mailiao case, the other environmental factors showed that DOL between 14.93~55.55 cm, water content between 20.58~26.32%, sorting coefficient between 0.806~1.308, TOC between 0.25~0.44 and TN between 0.07~0.09. This study takes the sedimentary environment of Mailiao as a model and classify the substratum into three grades by the accumulated inundated-time to discriminate the suitability of *Uca formosensis* habitats in HaiShanGu and Shengkang. Mailao area has 38.9% best habitats, 38.9% common habitats and 27.8% bad habitats of *Uca formosensis*; Shengkang area has 83.3% best habitats and 16.7% common habitats of *Uca formosensis*; HaiShanGu has 38.9% best habitats, 66.7% common habitats and 16.7% bad habitats of *Uca formosensis*.

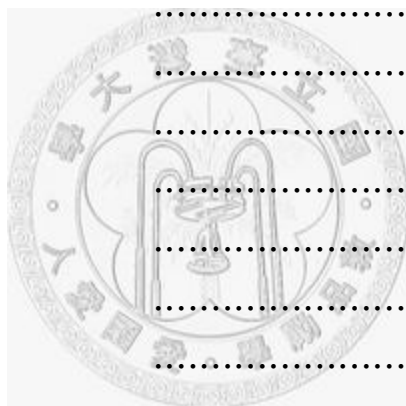
This study generalized the habitat characteristics of *Uca formosensis* and demonstrated the accumulated inundated-time is an important factor to *Uca formosensis*.

Keywords : *Uca formosensis*, habitat, substratum, GIS, restoration

目錄

第一章 前言	1
第 1 節 台灣招潮蟹	2
1-1 分類地位	2
1-2 外部特徵	2
1-3 棲地類型與分佈	2
1-4 生活史	3
1-5 共棲物種	3
第 2 節 相關文獻回顧	4
2-1 招潮蟹棲地影響因子	4
2-2 台灣招潮蟹研究回顧	5
2-3 生物空間分布	6
第 3 節 研究目的	7
第二章 材料與方法	8
第 1 節 研究地區	8
第 2 節 研究方法	8
2-1 空間資料	9
2-1-1 現有資料轉換	9
2-1-2 空間自相關	9
2-2 野外樣點規劃與設置	10
2-3 蟹類計數	11
2-4 底質採樣項目與方法	12
第 3 節 統計分析方法	14
3-1 主成分分析	14
3-2 判別分析	15
第三章 結果	16
第 1 節 蟹類族群密度	16
1-1 台灣招潮蟹	16
1-2 共棲蟹種	16

第 2 節	空間資料	17
2-1	空間變化	17
2-2	空間自相關性	17
第 3 節	環境因子	18
第 4 節	多變量統計分析	19
4-1	因子相關性	19
4-2	主成分分析	19
4-3	判別分析	20
第 5 節	台灣招潮蟹棲地特徵	20
第四章	討論	22
第 1 節	蟹類族群密度	22
第 2 節	空間資料	23
2-1	空間變化	23
2-2	空間自相關性	24
第 3 節	底質環境特性	25
3-1	麥寮地區	25
3-2	海山罟地區	26
3-3	伸港地區	27
3-4	三區比較	28
第 4 節	台灣招潮蟹棲地特性	29
第 5 節	台灣招潮蟹復育建議	31
第五章	結論	33
第六章	參考文獻	34
表		40
圖		43
附錄		59



表目錄

表 1	Spearman 等級相關係數表	40
表 2	主成分解釋量表	41
表 3	前三主成份之因子解釋量表	41
表 4	判別函數解釋量表	42
表 5	標準化判別函數係數	42



圖目錄

圖 1	台灣招潮蟹型態	43
圖 2	麥寮研究區	43
圖 3	影響台灣招潮蟹棲地之假設模式	44
圖 4	空間資料操作流程	44
圖 5	麥寮濕地 DEM	45
圖 6	新竹海山罟 DEM	45
圖 7	伸港 DEM	46
圖 8	麥寮濕地累積浸沒潮時圖	47
圖 9	海山罟濕地累積浸沒潮時圖	47
圖 10	伸港累積浸沒潮時圖	48
圖 11	麥寮坡度圖	49
圖 12	新竹海山罟坡度圖	49
圖 13	伸港坡度圖	50
圖 14	麥寮地區之四季累積浸沒潮時變化圖	51
圖 15	三種招潮蟹之離岸距離與族群數量分布圖	52
圖 16	台灣招潮蟹族群之空間高程分布圖	52
圖 17	台灣招潮蟹族群之坡度分布圖	53
圖 18	台灣招潮蟹族群之累積浸沒潮時分布圖	53
圖 19	生物因子之空間自相關表現	54
圖 20	環境因子之空間自相關表現	54
圖 21	環境因子與台灣招潮蟹族群密度之散佈表現	56
圖 22	樣點主成分分布圖	57
圖 23	三類棲地類型之典型變數分布	58

附錄目錄

附錄 1	麥寮 GPS 樣點	59
附錄 2	底質分析與蟹類表現結果(麥寮)	60
附錄 3	香山濕地(海山罟)樣點設計	61
	底質分析結果(海山罟)	62
附錄 4	伸港灘地樣點設計	64
	底質分析結果(伸港)	65
附錄 5	嵌塊體的意義	66



第一章 前言

台灣招潮蟹(*Uca formosensis* Rathbun, 1921) 由 Mary J. Rathbun 鑑定自 1919 年在彰化鹿港地區所採獲得之標本，並於 1921 年發表為新種(施, 1994)。台灣招潮蟹為台灣特有種，棲息於泥質高灘地，而適合生長於此處的植物較少，多為耐鹽性植物，如紅樹林科植物。台灣的紅樹林可分為自然出現與人為種植兩種類型，目前多為人為種植，大面積的紅樹林分佈會造成原有生態相的改變，在缺乏完善的規劃之下，復育紅樹林的同時也可能造成了其它濕地原有動物的威脅，台灣招潮蟹即為受到威脅的物種之一。施(1999)指出台灣招潮蟹之數量與分布區域逐漸減少，分佈範圍(由 1918 年至 1997 年)北限由宜蘭和基隆退縮至淡水河口，且該處族群已相當稀少；南限由高雄永安、台南安平退縮至台南曾文溪口南岸之青草崙；模式標本產地—彰化縣鹿港也因彰濱工業區的興建而消失，台灣招潮蟹的生存壓力逐漸上升。新竹縣政府與彰化縣政府分別於 2002 與 2003 年進行台灣招潮蟹的棲地、繁殖與人工復育等相關研究，如新竹濱海野生動物保護區與沿海濕地復育等相關研究及烏溪流域之相關研究計畫。台灣招潮蟹的相關研究文獻多偏重於生物學與動物行為學，對於台灣招潮蟹族群與環境因子之間的關係著墨不多。因此，探討台灣招潮蟹族群之棲地需求相形重要。

第 1 節 台灣招潮蟹

1-1 分類地位

台灣招潮蟹(*Uca formosensis*)屬於節肢動物門(Arthropoda)、甲殼綱(Crustacea)、十足目(Decapoda)、沙蟹科(Ocypodidae)、招潮屬(*Uca*)、海招潮亞屬(subgenus *Thalassuca*)，為台灣特有種。Jocelyn Crane 於 1975 年所出版的 *Fiddler Crabs of the World* 一書中，將台灣招潮蟹歸屬為招潮屬內之海招潮亞屬；施(1997)則認四角招潮蟹(*Uca tetragonon*)與北方呼喚招潮蟹(*Uca vocans borealis*)兩者雖與台灣招潮蟹同屬於海招潮亞屬，但其大螯在左在右的機率有差異性存在。

1-2 外部特徵

台灣招潮蟹之背甲呈現黑、藍或灰等較深的顏色，步足則為褐色，後緣顏色較淡，底部多具有一淡色橫帶，背甲平滑且具有 H 型(或稱 W 型)凹溝；雄蟹具有一潔白大螯，基部膨大處與腕節顏色多為棕灰色，雄蟹的大螯由可動指與不可動指所組成，大螯螯指前半部可以密合且狀似剪刀，因此有「鉸刀剪」之俗稱；雌蟹則為兩小螯足，螯足的顏色多呈灰白色，螯足靠近胸甲的部分常帶有紫色(圖 1a、b、c)。

1-3 棲地類型與分佈

台灣招潮蟹棲息於泥質潮間帶，行濾食生活。招潮蟹以小螯刮取泥土表面的有機碎屑並送入口器中，藉由口器底部的出水口噴水與顎足攪拌以濾食重量較輕的有機碎屑，較重的泥土則下沉至最後一對顎足底部形成泥球，待累積至一定程度後再以小螯將泥球摘除，為泥灘地上常見之擬糞(楊, 2007)。台灣招潮蟹多棲息於開闊、寬廣、沒有植生且底質為乾硬的高灘地，此處僅在大潮期間(農曆初三與十七前後，共約 9~10 天)被潮水淹沒，大潮期間之退潮時分，台灣招潮蟹活動亦較為頻繁(謝與陳, 2004a)。施(1997)的研究中，提到了歷年來曾有過台灣招潮蟹之記錄且仍可發現台灣招潮蟹蹤跡的地區為：台北竹圍、新竹浸水、新竹海山罟、

台中高美、彰化芳苑、彰化伸港、嘉義東石朴子溪口、嘉義布袋八掌溪口、台南曾文溪口南岸(青草崙)、台南七股與離島地區的澎湖青螺，其中以海山罟、伸港與七股地區有較穩定的族群量。

1-4 生活史

台灣招潮蟹之生活史可分為卵、蚤狀幼生、大眼幼生、稚蟹與成蟹等階段，每年3~10月為台灣招潮蟹的繁殖季節，繁殖季的小潮期間，雄蟹有築煙囪行為，與雌蟹進行交配行為使卵受精，受精卵在雌蟹腹部發育一段時間，當胚發育成熟，抱卵之雌蟹在大潮前後進行洗卵，卵孵化釋出蚤狀幼生。蚤狀幼生分為五期，第五期蚤狀幼生變態為大眼幼生期，大眼幼生沉降土表後變態為稚蟹，最後成長為成蟹。謝與陳(2007)根據連續一個月之野外觀察，推測台灣招潮蟹之煙囪出現(交配-排卵)與幼生釋放約為一個月；並由實驗室內進行台灣招潮蟹幼生養殖實驗得知，雌蟹洗卵釋放蚤狀幼生後，需花費14~16天才變態為大眼幼生；又再經歷約14~16天變態為稚蟹，由卵成長至稚蟹約為一個月。楊(2007)曾利用COI粒線體DNA，分析棲息於新竹香山地區的台灣招潮蟹大眼幼生入添的數量與時機，但分子生物資料顯示沒有偵測到台灣招潮蟹的幼生，尚未能掌握正確的幼生入添時間與地點。本研究的研究對象為成蟹階段的台灣招潮蟹，研究中所著重之環境因子為底質環境因子，對於蚤狀幼生分布與大眼幼生入添相當重要的海流與水體因子暫不討論。

1-5 共棲蟹種

對台灣招潮蟹而言，常見之共棲蟹種為弧邊招潮蟹(*Uca arcuata*)、清白招潮蟹(*Uca lactea*)、台灣厚蟹(*Helice formosensis*)與伍氏厚蟹(*Helice wuana*)。澎湖的泥灘地因海流交換緩慢與家庭廢水的大量排放，土壤有機質含量較高且因氧氣交換不易使得氧化層較淺，棲地表現與台灣本島略有差異。施(1997)的研究中提到，台灣招潮蟹在澎湖青螺地區可見粗腿綠眼招潮蟹(*Uca chlorophthalmus*)

crassipes)、糾結清白招潮 (*Uca lactea perplexa*)與屠氏招潮蟹(*Uca dussumieri*)等共棲蟹種。

第 2 節 文獻回顧

2-1 招潮蟹棲地影響因子

影響招潮蟹分布的原因相當多，如該區域的溫度、底質組成、植根密度與食物豐富度等重要因子(Murai et al., 1982; Bertness and Miller, 1984; Genoni, 1991)。Ribeiro (2005)亦指出，土壤的沉積狀況、土壤的硬度表現與土壤中的有機質含量，對招潮蟹都是相當重要的環境影響因子；Frusher (1994)認為土壤粒徑能明顯的顯示出蟹種豐富度，為一相當重要的指標；再者，土壤的粒徑大小對於招潮蟹在巢穴的選擇上有一定的影響力(Croll et al., 2000)。Warren and Underwood (1986)的研究指出，築洞穴的行為可提高土壤層空氣的流通程度，使植根較易分解且提高土壤中的有機含量。招潮蟹活躍的挖洞行為會影響底質環境 (Iribarne et al., 1997)，比如粒徑的改變、有機質的量與分布，或者是化學性質上的改變 (Morrissey et al., 1999)。而招潮蟹以土壤中的有機質、微藻與中小型無脊椎動物為食，Reinsel (2004)研究指出土壤有機質經過潮汐的影響後，含量並沒有顯著的差異，但在不同季節間其含量則有所差異，以夏季與秋季最低，造成此一現象的原因可能是受到夏秋兩季為招潮蟹活躍季節的影響。Hutching and Saenger (1987)認為植物對招潮蟹的洞穴在結構上可能有支撐效果；但 Nobbs (2003)對於三種不同的招潮蟹進行研究後，認為植被對招潮蟹的洞穴並沒有支撐的效果，且植被對於不同種的招潮蟹其功能性亦有差異，該作者認為這是天敵相異所造成。植被對招潮蟹族群分布亦有所影響，相關文獻指出當招潮蟹棲地上存在植被時可能造成遮蔽效應，受遮蔽處的溫度與濕度變化較未遮蔽處緩和(Nomann and Pennings, 1998)。招潮蟹的棲地選擇各有所不同，Forward et al. (2001)的報告指出，成蟹所棲息的環境可能存在著化學性引誘物質(chemical cues)以誘導大眼幼生沉降至該地並變態為稚

蟹，Weber and Epifanio's (1996)認為化學性引誘物質可能存在於水體中，Rodriguez and Epifanio's (2000)則推論化學性引誘物質為成蟹棲地中土壤基質上的生物膜。

2-2 台灣招潮蟹研究回顧

台灣西海岸潮間帶多為沙灘與泥灘，東岸則為岩岸，由現有之研究文獻與記錄，可知台灣招潮蟹曾棲息於西部許多不同地區的泥灘地。劉與李(1994)在新竹香山溼地觀察發現，台灣招潮蟹為非均勻性分布。陳等(2003)研究中觀察到棲息於新竹市海岸的台灣招潮蟹，其棲地在空間上與紅樹林的分佈高度重疊，都是生長在高潮線地帶。施(1999)的研究中認為，不同地區的 *Uca formosensis* 族群的生態環境各有差異，最顯著的特徵為空曠無遮蔽的棲地，特別是擁有大量族群的地區，幾乎看不見紅樹林的蹤影，例如伸港與七股；而如竹圍等腹地狹小、植被分布密集的區域，台灣招潮蟹則非優勢種。

目前發現到台灣招潮蟹的棲地屬於破碎化與地區性，且不同地區在台灣招潮蟹棲地，其底質的物理與化學特徵是有差異的(謝與陳, 2004b)。台灣招潮蟹棲息的土壤特性為粘質壤土，族群主要棲息於開闊，植被覆蓋度低的高潮位區域(施, 1999；謝, 2007)。台灣招潮蟹生存範圍較為狹窄，棲地容易因為開發或因紅樹林的種植而受到破壞(施, 1999)。過去於新竹市與伸港海岸台灣招潮蟹棲地的研究結果得知，其棲地特徵為：底質氧化還原層大於 16~40 公分；底質 pH 為 7.9~8.6，屬於中性到弱鹼性；含水量為 15~31%；粉泥/黏土含量為 10~43%；總有機碳與總氮含量分別為 0.16~0.4%與 0.01~0.05%，地形高程約在海平面以上 1.8 至 2 公尺，每月潮水浸淹時間約八至十天(陳等, 2003；謝與陳, 2004；謝, 2005)。

在生理機制上，台灣招潮蟹屬於廣鹽性種類，其鰓部的構造與陸棲性蟹類較為相似，且在 $\text{Na}^+\text{-K}^+\text{-ATPase}$ 與 $\text{V-H}^+\text{-ATPase}$ 等離子幫浦的作用機制上，也與淡水蟹種或陸域蟹種較為相似(Lin et al., 2002；Tsai and Lin, 2007)，此機制可能使得台灣招潮蟹有較好之耐旱能力，且較不適合久淹於水中。台灣招潮蟹族群之棲息地接近高潮帶區域，且土質黏硬的灘地，該環境表現為高鹽度，僅在大潮前後才

會被海水淹沒，長時間的日照下使得表面土壤乾硬，高溫造成水分的蒸發旺盛，且造成高鹽度的棲地。Shih et al. (2005)指出，土壤溫度、土壤的乾燥程度與食物的豐富度和台灣招潮蟹的出現數量存在相關性。

台灣招潮蟹棲息於高潮線地帶，在大潮前後的底質濕度變化相當大，但當台灣招潮蟹之生存棲地有紅樹林出現，並擴展至一定規模時，其底質與景觀環境會產生變化，施(1999)的研究中提到由生態觀察結果發現紅樹林對台灣招潮蟹之可能負面影響，並由等位酶分析不同地區之族群遺傳分化，發現具有紅樹林存在的族群（竹圍、東石）其某些位點的等位基因頻率與其他族群有所不同；Hsieh et al. (2005)的研究中則提到紅樹林造成底質變異，如土壤含水量的增高、土壤還原層變淺等，這些改變對台灣招潮蟹的生存有不利的影響。Lee and Shih (2004)在關渡的研究認為紅樹林的根系使水流交換變弱並造成泥沙的淤積，同時指出部分的紅樹林移去將對台灣招潮蟹族群的復育有所助益。沿海工業區的開發與紅樹林的人為栽植，使得適合台灣招潮蟹的棲地越來越少，目前僅餘少數縣市沿海濕地仍存有台灣招潮蟹的族群。

2-3 生物空間分布

Banks and Skilleter (2002)於澳洲昆士蘭利用 GIS (Geographic Information System)建立資料庫以辨別海岸及潮間帶的特性與現況，為結合 GIS 屬性資料庫與保護區管理概念的研究案例。Rangel et al. (2006)指出，大尺度之下的生態環境與生物的資料顯示出強烈的空間區塊分布，此源於生態學過程即具有空間性，存在空間自相關性。Alexandridis et al. (2007)利用遙測資料配合 GIS 軟體分析自然環境受到人為活動的惡化狀況與復育評估，研究中取得研究地區的經緯分布、地形高程、植生等資料，以地理統計進行分析與評估。Dent and Ggimm (1999)利用地理統計推估三條河川中的鱒魚數量，該作者認為相近的兩測點具有相關性。Durance (2006)利用空間自相關特性對魚類與棲地進行分析，解釋棲地的物理特性與魚類族群之相關，提供更多尺度的分析。本研究引入景觀生態學的概念，景觀在生態

學中的狹義定義係指在數十公尺至數百公尺的範圍內，由不同類型的生態系統所組成，且具有重複性的異質地理單元(Forman, 1995)，將大棲地環境以單元切割，研究組成類型、空間配置與功能等，並強調空間尺度與生態學過程的相互作用。本研究中討論麥寮地區之底質類型並評估台灣招潮蟹的族群數量，藉由棲地與台灣招潮蟹的調查以了解物理棲地特性與台灣招潮蟹之間的關係。

第 3 節 研究目的

本研究以雲林縣麥寮鄉台灣招潮蟹分布的棲地作為基礎理論模式的調查地點，探討棲地中的地形、潮汐與底質環境等三類因子對台灣招潮蟹族群之影響與相關。研究中利用多變量統計分析(Multivariate Statistical Analysis)，配合研究區內的航空照片、GIS 與 SAM (Spatial Analysis in Macroecology)等軟體之應用，藉此了解台灣招潮蟹對棲地環境之需求，以助益於台灣招潮蟹之族群復育與棲地選址。



第二章 材料與方法

第 1 節 研究地區

謝與陳(2007)的研究中提到近年台灣招潮蟹於西海岸之分布概況，目前以新竹香山、雲林麥寮與台南七股等三地區的台灣招潮蟹族群數量較多，且棲地環境較為穩定，因此本研究選擇雲林麥寮做為研究地區。雲林縣內共有台西、新興、海豐與麥寮等四處海埔新生地，其中麥寮海埔地與台西、新興海埔地相連，麥寮海埔地為台塑石化六輕工業區之用地，除台西海埔地部分地區發展為台西海園觀光區，台西與新興海埔地仍多發展為漁塭用地。

本研究地區位於雲林縣麥寮鄉的西北沿海，屬於麥寮海埔新生地，地處台塑石化工業六輕工業區北側(E120°13' · N23°49'，圖 2)。研究地區面積約佔 2.4 平方公里，退潮時所裸露出的潮間帶寬約為兩公里。該處灘地(以下稱為麥寮濕地)的北面與東面均被養殖魚塭所環繞，南側為一漁塭水渠出海口。濕地屬於泥質性灘地，整體地形呈現為開闊、平坦且不具有任何植被。

第 2 節 研究方法

本研究中收集雲林麥寮地區之點狀高程觀測資料，依點狀資料預測該地區的面資料表現。利用 ArcGIS 軟體與 MatLab 軟體得到研究地區之數值地形模式(Digital elevation model, 以下簡稱 DEM)、坡度變化與受潮水浸沒之累積時數(累積浸沒潮時)；調查麥寮地區的底質環境與台灣招潮蟹族群數量，利用多變量統計進行底質環境因子與台灣招潮蟹族群表現之分析、探討環境因子與生物因子的空間自相關性。研究中並收集新竹海山罟與彰化伸港等地區之高程資料與底質環境資料，將麥寮地區視為台灣招潮蟹之棲地模式，推估新竹與彰化兩台灣招潮蟹棲地之族群表現。本研究假設高程因子與潮汐因子對於台灣招潮蟹棲地具有一定影響，如圖 3 所示。

2-1 空間資料

2-1-1 現有資料轉換

本研究中使用 ArcGIS 9.2 軟體，大地基準採用 1984 年所制定之 WGS 84 (World Geodetic System 1984)，座標系統採用二度分帶橫麥卡托(Two Degree Zone Transverse Mercator Projection，簡稱為二度分帶座標或 TM2)。研究中所建置圖層包括麥寮之 DEM、坡度圖、累積浸沒潮時等基礎圖層。潮汐由於受到月球引力影響使潮水有高度上的變化，一次潮汐週期係指經歷兩次潮水高度最高的期間，約為 15 天。本研究累計 15 天內浸沒於水面下的時間，稱之為累積浸沒潮時。操作流程如圖 4 所示。將麥寮濕地、新竹海山罟與彰化伸港之高程觀測資料整理為具有空間座標之 CVS 格式檔，麥寮與伸港之點狀高程觀測資料由內政部國土測繪中心所提供(觀測時間：2006 年)，資料解度為 5 公尺；海山罟地區的觀測資料由謝蕙蓮(2005)的研究中所提供，資料解析度為 10 公尺。另，伸港地區於 2008 年 5 月自行委請自強工程顧問公司以側掃光達進行高程監測，資料解析度為 5 公尺。整理完成的高程資料分別和漁港之逐時潮位(比對時間：2006 年 7 月 11 日至 7 月 25 日；單位：小時；資料來源：中央氣象局)經由 MATLAB7.0 軟體進行高度比對分析，麥寮和伸港地區與麥寮漁港潮位比對，新竹地區則與南寮漁港比對。由分析結果可得一次潮汐週期之下的累積浸沒潮時資料，資料同樣為 CVS 格式。並以 2006 年之麥寮地區為例，比較四季(2 月、5 月、8 月與 11 月)之累積浸沒潮時的差異。

將高程觀測資料與累積浸沒潮時資料，以批次方式匯入 ArcGIS，可得麥寮、新竹海山罟與彰化伸港之 DEM(圖 5、6、7)，經高度比對與資訊轉換後可得累積浸沒潮時圖(圖 8、9、10)與坡度圖 (圖 11、12、13)，比對四季累積浸沒潮時的變化，可得 2、5、8、11 等四月之浸沒潮時分布圖(圖 14a、b、c、d)。

2-1-2 空間自相關

空間自相關 (spatial autocorrelation)，為探討某特徵值其空間單元與周圍單

元間之相關性，藉由統計方法以分析空間單元在空間上的分佈特性。空間自相關指標分為全域型(Moran's I 值)與區域型(Getis 值)，研究中選擇 Moran's I 指標探討環境因子之空間自相關性。Moran's I 值由統計學中的共變數 (covariance) 推估而得，所謂共變數為兩組變數之變量平均，由一組變數的樣本 (x_i) 對平均值(\bar{x}) 的差距與另一組變數的樣本(y_i)對平均值(\bar{y})的差距之相乘積，再除以總項數而得。當 ($x_i - \bar{x}$) 與 ($y_i - \bar{y}$) 同為正值或負值時，則兩者之乘積為正，代表兩組(變)數的變化大多相同，為正相關；反之，若兩者為一正值一負值則乘積為負，代表兩變數的變化不同，為負相關。若將正負的概念更改為大小，則可使得共變數的大小代表兩組(變)數的相關性高低，即為 Moran's I 值的概念。

空間自相關全域型指標 Moran's I 的公式如下(Moran, 1950)：

$$I = \frac{n}{S_0} \times \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n W_{ij} (x_i - \bar{x})(x_j - \bar{x})}{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2}$$

本研究中利用 SAM 軟體(Rangel et al., 2006)進行麥寮地區在不同空間尺度下的 Moran's I 值估算，並對環境因子與生物因子之空間自相關性進行討論。

2-2 野外樣點規劃與設置

台灣招潮蟹棲息於潮間帶環境，其潮汐因子具有規律性與劇烈變化性的，而土層浸沒在水中的時間長短可能影響該處的底質環境，本研究將潮汐因子假設為潮間帶底質環境的重要影響力之一。Zar (1996)提到生物在生態系中受到生物與非生物因子的影響而產生某種固定的空間分布型態，台灣招潮蟹的分布屬於非規則型，因此以分層取樣(stratified sampling)法，設定穿越線並固定間隔的設定樣框以進行台灣招潮蟹之族群估算。首先由現地調查，以主觀判斷採樣法(Judgmental sampling)決定首採樣點。所謂主觀判斷採樣法，是藉由過去採樣經驗推估並以專業判斷來決定採樣的位置(U.S. Environmental Protection Agency, 2002)。利用大棲地的現場狀況做為參考依據：由台灣招潮蟹之煙囪的有無、土質型態與濕潤度、

具黏性但不泥濘的土壤層等狀況判斷。本研究選擇具有較高台灣招潮蟹族群密度的地點作為首採樣點，再往遠離並垂直海岸線之方向，等距離的設置其餘樣點。

麥寮濕地之地勢無明顯起伏，根據研究地區之大小與地形，共設置三條採樣線，由北至南分別為採樣線 A、B 與 C，樣點之 GPS 座標見附錄一。每條採樣線共有六個採樣點，考量當離岸距離過遠時已非招潮蟹的適當棲地，因此採樣點間距均同設為 35 公尺，每個採樣點共取得七項底質環境因子，詳述於 2-4。本研究為比較不同台灣招潮蟹棲地之物理特徵差異，於 2007 年 9 月 4 日在海山罟地區、2007 年 12 月 7 日在彰化伸港地區進行底質採樣與台灣招潮蟹計數。底質採樣與蟹類計數方法分析項目同第二章 2-4 節中所述，新竹地區與伸港地區之樣點分布與分析結果詳見附錄三與附錄四。

2-3 蟹類計數

謝(2005)的研究中提到台灣招潮蟹的雌雄個體計數需配合個體活動最頻繁之期，即是在大潮期間(農曆初三與十七前後)，於最高潮後的 2~3 小時進行觀察。為降低台灣招潮蟹實際族群量與出現族群量之間的誤差，本研究選擇 2007 年 9 月 3 日(農曆 21 號)，開始退潮後 2~3 小時進行台灣招潮蟹族群計數。蟹類觀察樣點如 2-2 節中所述，由樣點向西北方向以塑膠紅繩劃設一長與寬各為五公尺的正方形觀測框格(5m*5m)，作為台灣招潮蟹之計數樣區。每個觀測框格的對角頂點有兩位計數人員同時進行招潮蟹計數，利用單筒望遠鏡為觀察工具，觀測距離約為 20 公尺，以目視法進行計數。台灣招潮蟹對外界環境變動具高度警覺性，因此每次移動至計數樣區，便不再移動位置並將動作放輕，約靜待五分鐘等多數招潮蟹重新爬出地面活動後，再開始進行計數。每個樣區約計數十分鐘，全區依序進行單一蟹種計數，計數順序為台灣招潮蟹、弧邊招潮蟹、清白招潮蟹，最後是其他蟹種。台灣招潮蟹多重複計數二至三次(依人員計數速度而有所不同)，選擇記錄時間內所出現的最高數量，並將雄蟹與雌蟹數量分開記錄之。兩位計數人員所得之數值資料視為重複值(duplication)，取之平均值代表該處台灣招潮蟹的族群

數量。

2-4 底質採樣項目與方法

由台灣招潮蟹之生活史可知，當個體將由大眼幼生變態為稚蟹時，個體會變態沉降。此後，台灣招潮蟹之棲息環境亦由水體轉變為底質土壤。本研究欲了解台灣招潮蟹之族群數量，由目視法並以望遠鏡輔助進行蟹類計數，依此方式所能觀測之對象為台灣招潮蟹成蟹個體。影響台灣招潮蟹成蟹的棲地特徵多為底質土壤因子，而為了釐清棲地環境與台灣招潮蟹族群之間的關連，因此進行同一樣區之台灣招潮蟹族群數量計數與土壤分析。本研究進行之土壤分析項目共計七項，詳述如下：

(1) 底質粒徑(grain size)、粉泥/黏土含量(silt/clay content)與土壤篩選係數(sorting coefficient, SE)

底質樣品以中空圓管(直徑：10 公分)壓入土面約 5 公分深以進行樣品之採集，以低溫保存攜回實驗室進行分析。首先利用溼篩法，經 Wentworth 系列篩網分五級過篩(網目為：1000、500、250、125、62 μ m)；當底質粒徑小於 62 μ m，亦即為粉泥/黏土含量，以 Whatman 玻璃纖維濾紙(No. 1822047)過篩，並採用(Hsieh and Chang, 1991)研究中所改良之定量吸管法進行分析。依過篩後各級重量百分比求出粉泥/黏土含量，並繪製出粒徑累積機率分佈圖，以得知底質粒徑大小(以粒徑中值, median grain size 表示)與土壤篩選係數，計算方程式如下：

$$\text{粒徑中值} = \frac{\Phi_{16} + \Phi_{50} + \Phi_{84}}{3}$$

$$\text{篩選係數} = \frac{\Phi_{84} - \Phi_{16}}{4} + \frac{\Phi_{95} - \Phi_5}{6.6}$$

$$\Phi \text{ 值} = -\log_2(\text{由大至小之粒徑重量累積機率達百分之 } n \text{ 時的顆粒尺寸})$$

本研究依 Wentworth 氏分類標準以區分粒徑差異，共分為 11 級，分別為：巨礫(boulder, 256mm 以上)、中礫(cobble, 64~256mm)、細礫(pebble, 4~64mm)、小礫

(granule, 2~4mm)、極粗砂(very coarse sand, 1~2mm)、粗砂(coarse sand, 0.5~1mm)、中砂(Medium sand, 0.25~0.5mm)、細砂(fine sand, 0.125~0.25mm)、極細砂(very fine sand, 0.0625~0.125mm)、粉砂(silt, 0.0625~0.0039mm)、黏土(clay, 0.0039mm 以下)，依該分級進行討論。另，篩選度係數則依 Folk and Ward(1957)分類標準區分篩選度差異，分為：淘選甚好(very well sorted, <0.35)、淘選良好(well sorted, 0.35~0.50)、淘選稍好(moderately well sorted, 0.50~0.70)、淘選普通(moderately sorted, 0.70~1.00)、淘選不良(poorly sorted, 1.00~2.00)、淘選甚差(very poorly sorted, 2.00~4.00)、淘選極不良(extremely poorly sorted, >4.00)等七級。

(2)底泥全有機碳(total organic carbon, TOC)與全氮(total nitrogen, TN)

底質樣品以中空圓管(直徑：10 公分) 壓入土面約 5 公分深以進行樣品之採集，以低溫保存攜回實驗室。將樣品先進行冷凍乾燥與利用 0.5 mm 之篩網除去土壤以外雜質之前處理。處理完成的樣品加入同體積之 1N 濃 HCl 並使均質化以充分混合均勻，待靜置與離心(3000rps)後以吸管吸取上層澄清液，僅取下層沉澱物。此步驟重覆三至四次使無機碳可完全反應並達去除目的。再次冷凍乾燥與均質樣品，最後以碳氮元素分析儀(Perkin Elmer EA 2400 Series II)分析樣品之全有機碳(TOC)及全氮(TN)含量，每筆分析克數重介於 20mg~30mg。

(3)相對重量含水量(water content, WC)

秤量樣品濕重並記錄後，置於 90°C 的烘箱乾燥約 3 天，再秤量樣品之乾重。由樣品前後重量差可得相對重量含水量。公式為：

$$\text{含水量(\%)} = \{(\text{濕重} - \text{乾重}) / \text{乾重}\} \times 100 \%$$

(4)氧化層深度(depth of oxidation layer, DOL)

將內徑 2 公分，長 100 公分的透明 PVC 管垂直插入土壤中，以橡皮塞塞住上方管口，使管內呈真空狀態。拉出埋於土壤中的 PVC 管後，先觀察土壤顏色，土壤氧化層為泥黃色，還原層則呈現偏灰黑之暗黃色。測量土壤表面至還原層之距離長度，每一個採樣點進行 3~5 次之重複測量(duplication)，取平均值視為該樣點之氧化還原層深度。

第 3 節 統計分析方法

為分析台灣招潮蟹與棲地環境之間的關連，利用多變數統計進行資料分析。本研究中使用統計方法為主成分分析法與典型判別分析法。

3-1 主成分分析

主成分分析主要目的是將一大組有相關的變數，轉換成新的無相關(獨立)變數，新的獨立變數為原變數的線性組合，且使得原變數的變異大都集中於少數新變數上，選取少數變異大的新變數而捨棄小變異的變數，以便精簡太多而複雜的變數，並進一步可提供其他統計分析之用(沈, 2007)。本研究中共有八項環境變項，將之視為多變數隨機變數，設為 $X' = (X_1, X_2, \dots, X_9)$ ，其期望值及變方矩陣為：

$$E(X) = \mu, \quad V(X) = \Sigma = \begin{bmatrix} \sigma_{11} & \sigma_{12} & \cdots & \sigma_{19} \\ \sigma_{21} & \sigma_{22} & \cdots & \sigma_{29} \\ \vdots & \vdots & & \vdots \\ \sigma_{91} & \sigma_{92} & \cdots & \sigma_{99} \end{bmatrix}$$

若 X_i 之間具有共線性，則 X_i 之間形成一橢圓體，利用 orthogonal transformation(直交轉換)使之成為新的變數(主成分)，此新變數間則為互相獨立。實際應用上，保留幾個主成分能維持資料原有的特性，一般常利用者有三個方法：

- 1) 保留平均特徵值大於 1 的主成分，稱特徵值法，亦為 SAS 等軟體內建方法。
- 2) 將每一主成分解釋變異數的百分比對主成分作圖(陡坡圖, scree plot)，尋找轉折點，該點亦為斜率改變最大處。
- 3) 保留所有特性值(變方)達 80% 或 90% 以上所對應之特性向量。

本研究中利用特徵值法選擇變異較大之主成分並予以保留，依序探討保留主成分的主要貢獻因子。

3-2 判別分析

判別分析，藉由已知群別資料建立判別函數或是判別式。再對未知群別的樣品資料進行判別分類的多變量分析法。當群體為兩群時具有一個判別函數，當群體多於兩群則判別函數將不僅為一個，常見判別法則如馬氏距離最小判別法、費氏線性判別法、貝氏、典型判別與逐步判別法等(沈, 2007)。

判別分析依不同判別角度各有不同的判別法則，判別角度可按群組分為兩群或多群判別，或依群組結構分為線性與非線性判別，亦可分為同步判別法與逐步判別法。同步判別同時考慮所有變數，逐步判別概念與逐步迴歸雷同，選擇變異最大之預測變數進入判別函數，再與其他預測變數配對，能與首預測變數配合並提高判別能力者便為第二預測變數，依序選出其他具有判別能力的預測變數，而區別力不高的變數即可能被剔除。典型判別法將每個樣品點 $X' = (X_1, X_2, \dots, X_p)$ 視為 p 維空間上的一個點，即原始變數，將原始變數投影到低維空間中，使分類群間的變異大且群內變異小，即找出原始變數之線性組合，為典型變數；當 $p=2$ 時(二維空間)，可將各群的樣品點劃在座標平面上，藉此分辨出各群觀測值的分布位置(黃, 2000)。本研究利用典型判別法(Canonical discriminant analysis)進行不同群體之間的判別，研究中收集八項環境因子，樣點數為 18 個。將環境因子視為判別變數，藉以判別不同類型之台灣招潮蟹棲地。

多變量統計分析方法多需借助電腦程式之輔助，本研究中使用 SAS 9.1 與 SPSS 13 等軟體進行主成分分析與典型判別分析。

第三章 結果

第 1 節 蟹類族群密度

1-1 台灣招潮蟹

研究區內共計 18 個計數樣區，其中 13 個樣區為雄蟹數量多於雌蟹，平均性比(雄蟹：雌蟹)為 1：0.244；餘 5 樣區中，3 樣區雌蟹數量多於雄蟹，平均性比為 1：1.28，另 2 樣區(A6、C6)則全無台灣招潮蟹出現。雌蟹數量優勢與雄蟹數量優勢的樣區其底質特徵不具有明顯差異，無台灣招潮蟹出現與有台灣招潮蟹出現之樣區其底質特徵由直觀判斷具有差異，且均分布離岸最遠的地區。將雄蟹與雌蟹數量加總後視為台灣招潮蟹之族群數量，其族群數量隨著離岸距離增加而有減少之趨勢，離岸最近之計數樣區(A1、B1、C1)均為各測線台灣招潮蟹族群數量最多處，族群密度表現分別為： $1.24/m^2$ 、 $1.8/m^2$ 、 $0.86/m^2$ 。利用 ANOVA 比較不同離岸距離之下台灣招潮蟹的族群數量，結果得族群數量差異並未達顯著水準($F=2.96$, $p=0.0572$)；再利用 ANOVA 比較不同測線間之族群量，得測線 B 族群量最高($1.10/m^2$)，測線 A 次之($0.70/m^2$)，測線 C 最低 ($0.38/m^2$)，且測線 B、C 之間的差異達顯著水準($F=3.91$, $p=0.043$)。

1-2 共棲蟹種

所謂共域蟹種係指共同利用同一棲地之物種。除台灣招潮蟹之外，本研究於麥寮濕地尚觀察到之蟹種計有：弧邊招潮蟹、清白招潮蟹、台灣厚蟹、伍式厚蟹與萬歲大眼蟹。除萬歲大眼蟹外，其餘蟹種均為台灣招潮蟹之共棲蟹種。由觀察結果發現，台灣招潮蟹與弧邊招潮蟹及清白招潮蟹所共同利用之樣區最多，為最主要共域蟹種，且弧邊招潮蟹與台灣招潮蟹所利用的潮位線較為相似，兩者均在近岸樣點有較高的族群密度，樣點分布約離岸 40~50 公尺左右，高程大於 2 公尺，屬於較高潮位的棲地；清白招潮蟹較高族群密度的區域主要是在離岸較遠的樣點，離岸距離約為 50~200 公尺的中低潮位處，高程小於 2 公尺(圖 15)。研究區域

中，僅 C5 與 C6 樣點出現萬歲大眼蟹，其中 C5 樣點亦觀察到台灣招潮蟹，族群密度為 $0.06/m^2$ ；C6 樣點則無。

第 2 節 空間資料

2-1 空間變化

麥寮之航照圖由內政部國土測繪中心提供，由航照圖可知研究地區內無潮溪分布，僅在南側具有一漁塭水渠出海口。由麥寮 DEM(圖 5)，得知研究區域內之高程介於 1.5~2.5 公尺之間，整體海拔變化約為 1 公尺。研究地區內之坡度變化介於 0~10 度之間，坡度變化集中於研究邊界之魚塭堤防，濕地之坡度變化小於 1 度。由累積浸沒潮時圖層可知研究區域內，每半個月之累積浸沒潮時介於 0~80 個小時，實際上出現 0 小時的地區為魚塭之堤防位置，雖劃屬於研究區域但不屬於潮間帶地區。累積浸沒潮時隨著離岸距離增加而上升。利用該用推估樣區之平均年浸沒潮時百分比(平均浸沒潮時*24 / 8760 hr)為 5.68%。

將台灣招潮蟹族群密度分布大於零之樣點分布圖層(以下簡稱 UF 圖層)與 DEM 圖層進行疊合(圖 16)，得知台灣招潮蟹族群所出現之地表高程分布同樣落於海拔 1.5~2.5 公尺之內；以麥寮濕地為例，海拔 1.5~2.5 公尺的地區介於海岸與垂直沿岸約 300 公尺之間。將 UF 圖層與坡度圖層進行疊合(圖 17)，可知台灣招潮蟹族群所出現之坡度介於 0.1~1 度之間，其地勢起伏相當平緩。將 UF 圖層與累積浸沒潮時圖層進行疊合(圖 18)，得知台灣招潮蟹族群分布於浸沒潮時少於 60 個小時的地區(每半個月, 360 個小時)，當潮水累積浸沒潮時少於 40 個小時，台灣招潮蟹之族群密度均大於 $0.1 \text{ ind}/m^2$ 。

2-2 空間自相關性

本研究中利用 Moran's I 值以估計環境因子與生物因子之空間自相關性。Moran's I 值介於 0~±1 之間，越接近±1 代表該因子之空間自相關程度較高，接近

0 則代表自相關程度較低；Moran's I 值為正，顯視為正相關性，反之則為負相關性。本研究所設置之樣站距離為 35 公尺，該空間尺度之下，台灣招潮蟹族群密度之 Moran's I 值則約達 0.6，代表台灣招潮蟹的族群分布在空間上具有聚集性，而非逢機分布(圖 19)。環境因子方面，以氧化層深度與潮水累積浸沒時間具有較顯著之空間自相關表現，Moran's I 值約達 0.6，存在正相關性；粉泥/黏土含量與土壤篩選係數表現次之，Moran's I 值約為 0.4，粉泥/黏土含量為正相關性，土壤篩選係數則存在負相關性；餘四項環境因子之空間自相關性表現不明顯，Moran's I 值約為 0.2。代表氧化層深度與累積潮水浸沒時間之空間單元與周圍單元表現較為相似，空間上表現較為聚集；粉泥/黏土含量與土壤篩選係數聚集程度次之；粒徑、土壤含水量、全有機碳與全氮則表現較為隨機，無聚集(圖 20a、b)。

第 3 節 環境因子

由底質分析結果可知，研究地區內，離岸較近的樣點其底質環境為：粒徑較小、土壤含水量較高、全有機碳含量較高、累積浸沒時間較短；離岸越遠的樣點，其底質環境表現則反之；餘四項環境因子則無明顯升高或降低之趨勢。麥寮濕地的土壤基質較為細緻，18 個採樣點中有 16 個採樣點之粒徑均被歸類為粉泥程度(silt)，僅 C4 與 C5 兩點底質顆粒稍粗而被歸類於細沙(fine sand)與極細沙(very fine sand)。18 個樣點之顆粒篩選程度屬於淘選稍好、淘選普通與淘選不良等三級。各項底質型態分布範圍如下：粒徑介於 0.027mm~0.583mm；粉泥/黏土含量介於 0.19%~0.90%；土壤篩選係數(或稱淘選度)介於 0.512~1.419，篩選係數越大代表粒徑大小參差不齊，淘選差；土壤 pH 值的變化介於 7.57~7.83，屬於弱鹼性，代表潮間帶之底質環境受到海水浸沒之影響；土壤含水量介於 20.58%~28.29%；全有機碳介於 0.33~0.5；全氮介於 0.09~0.13；氧化層深度介於 14.93cm~62.67cm。一次潮係週期之下(15 天)，分析得樣點之累積浸沒潮時均少於 50 個小時，唯一的例外出現在樣點 C6(預估累積浸沒潮時為 61 個小時)，詳細的底質分析結果置

於附錄二。又由各項環境因子與台灣招潮蟹族群密度之散佈表現(圖 21a、b)，發現有較高台灣招潮蟹族群密度表現的樣點，其底質環境因子表現相似，如高族群密度多分布在粒徑較小的範圍，高族群密度多分布在粉泥/黏土含量較高的範圍，而非散亂之分布。

第 4 節 多變量統計分析

4-1 因子相關性

由 speraman 相關係數表(表 1)，可知環境因子具有相關性存在而非獨立表現，8 個環境因子當中，氧化層深度與粉泥/黏土含量及全有機碳同具有負相關性($r=-0.61$ ； $r=-0.43$)，與粒徑及累積浸沒潮時則具正相關性($r=0.61$ ； $r=0.88$)；含水量與全有機碳具正相關性($r=0.52$)；粉泥/黏土含量與粒徑及累積浸沒潮時具負相關性($r=-0.94$ ； $r=-0.52$)，與全有機碳具正相關性($r=0.41$)；粒徑與全有機碳量具負相關性($r=-0.50$)，與累積浸沒潮時則為正相關性($r=0.50$)；全有機碳與全氮含量亦具正相關性($r=0.74$)；其餘因子之間的相關性則未達顯著水準。

4-2 主成分分析

利用主成分分析法進行資料分析，得主成解釋量表(表 2)。由特徵值判斷法並保留前三主成分，前三主成分之變方可解釋總變方 79.3%。第一主成分中，以全有機碳與氧化層深度為代表因子，佔總變方 43.3%；第二主成分中以含水量、全氮、累積浸沒潮時為代表因子，佔總變方 21.3%。第三主成分以粒徑與土壤篩選係數為代表因子，佔總變方 14.8%；粉泥/黏土含量之變異較無集中於特定主成分，不表現在前三主成分中。主成分分析為解釋環境因子中的變異程度，由分析結果可知麥寮地區之底質因子以全有機碳與氧化層深度的變異最大，含水量、全氮與累積浸沒潮時次之，粒徑、土壤篩選係數與粉泥/黏土含量之變異則相對較小。

由前三主成分兩兩作圖(圖 22a、b、c)，發現具有高族群密度之樣點分布集中，

且集中分布於土壤粒徑較小，粉泥/黏土含量高、有機質含量低與累積浸沒潮時較短等特徵的環境中。

4-3 判別分析

根據主成分分析的結果，發現高台灣招潮蟹族群表現集中分布於部分環境特徵中。故本研究利用收集之環境因子：粒徑、粉泥/黏土含量、土壤篩選係數、全有機碳、全氮、含水量、氧化層深度與累積浸沒時間等八項因子進行判別分析以區分出棲地的差異性。

將麥寮濕地的棲地環境劃分為三類，第一類為良好的台灣招潮蟹棲地，第二類為台灣招潮蟹棲地，第三類為不良的台灣招潮蟹棲地。三類棲地標準由累積浸沒時間之圖層劃分，劃分準則為累積浸沒時數為 20 小時與 40 小時：當浸沒時數低於 20 小時，為第一類棲地(優級)；浸沒時數介於 20~40 小時之間，為第二類棲地(普級)；浸沒時數大於 40 小時則視為第三類棲地(劣級)。將樣點區分為三類並進行典型判別分析。結果無錯分，並建立兩個典型判別函數，典型變數一的解釋變異量達 82.1%，典型變數二則為 17.9%(表 3-1)，八項環境因子之判別係數表 3-2。累積浸沒潮時、粒徑、粉泥/黏土含量與氧化層深度等四因子表現於典型變數一，其餘四因子則表現於典型變數二。根據典型變數一與變數二作圖(圖 23)可清楚觀測到三種棲地型態分散情況良好。將三種類型的棲地再依典型變數一與典型變數二進行 MANOVA 比較，其差異性亦達顯著水準($p < 0.05$)。

第 5 節 台灣招潮蟹棲地特徵

由環境因子與台灣招潮蟹族群密度之散佈亦可見環境因子與台灣招潮蟹族群密度之相關(圖 21a、b)，具有高台灣招潮蟹族群密度分佈的地區其棲地特性為：粒徑小、粉泥/黏土含量高，土壤篩選係數小、含水量高、氧化層淺，全有機碳與全氮含量均偏低，累積潮水浸沒時間短。空間分布上，具有類似的底質特徵區多

分佈於近岸地區，受到高潮區高程較高造成較短的累積浸沒潮時，進而影響微棲地表現。根據麥寮濕地中被判別為第一類(優級)棲地的底質表現，將台灣招潮蟹的棲地特徵規範為：粒徑應小於 0.125mm，屬於極細砂或粉泥、粉泥/黏土含量應大於 60%、累積浸沒潮時應小於 40 小時。麥寮濕地中，當棲地特徵符合以上三項時，其餘棲地特徵則表現為：土壤氧化層介於 14.93~55.55cm、含水量介於 20.576~26.321%、篩選係數介於 0.806~1.308、全有機碳介於 0.25~0.44、全氮介於 0.07~0.09。



第四章 討論

第 1 節 蟹類族群數密度

由蟹類觀察結果得知，不同離岸距離之台灣招潮蟹族群密度差異未達顯著水準，可能受到三條測線的族群量不同所致(B 最高、A 次之、C 最低)。研究區內的台灣招潮蟹在近岸測點均具有最高的族群量，離岸最遠的測點均具有最低之族群量，代表近岸地區仍為台灣招潮蟹族群主要分布所在，此區高程較高，分布於高潮線週遭。本研究的 18 個計數樣區中，13 個樣區的雄台灣招潮蟹數量高於雌台灣招潮蟹，代表台灣招潮蟹在出現數量上性比不平均。朱(2007)於新竹海山罟之研究，指出台灣招潮蟹的雌雄性比並不均質，雄蟹族群數量明顯高於雌蟹。Shih et al. (2005)配合潮汐變化對台灣招潮蟹的築煙囪行為進行研究，結果指出雄蟹在小潮期間進行洞穴與煙囪的建築，若雄蟹與雌蟹配對完成，則雌蟹多藏身於洞穴中進行抱卵和育卵而減少了在地表活動的機會。本研究選擇在大潮期間的退潮時分，利用目視法進行台灣招潮蟹的計數，可能提高台灣招潮蟹性比不平均的結果。

弧邊招潮蟹與清白招潮蟹均為台灣招潮蟹之共域物種。本研究中發現台灣招潮蟹與弧邊招潮蟹在離岸較近的棲地為優勢種，清白招潮蟹則在離岸較遠的棲地為優勢種。由本研究結果，當離岸距離大於 70 公尺，清白招潮蟹為泥灘地上的優勢種。底質環境影響著不同離岸距離的蟹種表現，高潮位棲地底質顆粒較小，屬於粉土；中潮位棲地的底質顆粒較大，屬於細砂土與極細砂土。吳(2007)對台灣招潮蟹、弧邊招潮蟹與清白招潮蟹等三種蟹種進行棲地比較，認為弧邊招潮蟹對於環境的容忍力較高，使其競爭力大於台灣招潮蟹，亦指出台灣招潮蟹對於土壤質地選擇較窄而不會跨越其他兩種共域者的主要棲地，弧邊招潮蟹棲地底質多為黏土(clay)，清白招潮蟹棲地底質則多為砂質黏壤土(sandy clay loam)，因此黏粒含量增加的棲地使弧邊招潮蟹成為優勢族群，砂粒含量增加的棲地使清白招潮蟹成為優勢族群。研究區內，僅 C5 與 C6 觀察到萬歲大眼蟹，在相同的離岸距離之下(A5、A6、B5、B6)均無萬歲大眼蟹的出現，此結果反映出 C5 與 C6 的底質

環境與其他樣點有所差異，適合的棲息物種也因而不同。

第 2 節 空間資料

2-1 空間變化

本研究選擇了三個台灣招潮蟹棲地進行圖層的轉繪，其中伸港 2008 年的高程資料缺少人工步道與堤防的高程觀測，略有誤差。由 DEM 圖層發現到三處灘地的高程多介於 1.5~2.5 公尺。當高程小於 1.5 公尺或大於 2.5 公尺時，多為過於低窪地區或潮溪分佈處使之容易積水，或為沿岸堤防、消波塊或人工建物等非招潮蟹族群可棲之所。因此由高程分布可知，台灣招潮蟹族群棲地分布於高程 1.5~2.5 公尺。由伸港 2006 與 2008 年的 DEM 比較，除了人工步道與堤防的增建外，灘地高程並無顯著改變，人工步道與堤防的增建將原有灘地切割為三區。

景觀空間尺度上，所能見之最小均質單位稱之為嵌塊體，嵌塊體的大小、形狀與分佈情形均會影響嵌塊體本身之生態功能，為研究景觀生態學上相當重要的一環 (Dramstad et al., 1996)。將台灣招潮蟹棲地視為嵌塊體，大面積的嵌塊體能包含較多的物種數量與棲地，增加生物多樣性，物種不易滅絕；當嵌塊體面積過小或棲地品質太差時，容易增大物種滅絕的機率；數個小嵌塊相較於一個大嵌塊體，對生物體能提供不同的棲地特性，且小嵌塊體對大嵌塊具有功能加強的特性 (Forman, 1995)，附錄五節錄陳(2007)將嵌塊體對生物體的影響之整理表。伸港灘地的切割可能等同於台灣招潮蟹棲地的切割，對台灣招潮蟹族群可能有負面的影響。

由累積浸沒潮時圖，發現麥寮濕地受到潮水影響的結果單純，累積浸沒的時數隨西南—東北方向遞減，與地勢起伏方向一致。新竹海山畝的累積浸沒潮時則較高，灘地上多數地區之浸沒時數大於 40 小時，主要受到南北兩條潮溪分布使浸沒時數明顯上升，而水流與浸沒時數可能造成底質環境的改變。伸港灘地受到人工走道而區隔為南北兩側棲地，累積時數小於 10 小時的地區縮減且介於 10~20

小時的地區增加，使伸港北區累積浸沒時數略幅上升，可能受到堤防增建而使退潮水流速度減緩之故。伸港南區挖掘一條人工潮溪，由浸沒潮時圖可發現潮溪分布處使累積浸沒時數上升，且南側浸沒時數大於 80 小時的地區增加。浸沒時數過高的地區不適合台灣招潮蟹的生存，南區由於挖掘出的潮溪而可能引入台灣招潮蟹幼生，但整體底質環境亦可能因為潮溪的出現而改變。另外在浸沒時數的年度變化方面，由麥寮地區之四季變化比較可知，5 月與 8 月具有相對較高之浸沒時數，2 月與 11 月之浸沒時數則相對低，麥寮研究區中其浸沒時數小於 60 小時的面積在 2 月與 11 月向海擴展，主要受到潮水高度降低的緣故，而當樣區之四季累積浸沒時間均小於 40 小時，由台灣招潮蟹之族群數量可推知為較良好且穩定之台灣招潮蟹棲地，。

坡度方面，麥寮濕地除沿岸堤防外，灘地坡度變化小，改變趨勢相似於地勢變化。海山罟灘地上坡度變化較大，可能受到潮溪與紅樹林分布而造成地表的起伏。伸港灘地的坡度變化則受到人工建物而改變，伸港南區由於人工潮溪的出現使潮溪兩側有陡坡變化。三處灘地扣除沿岸堤防與人工建物等，坡度變化均介於 0~1.5 度之間。

本研究中利用高程進行高度分析以推估半個月內之累積浸沒潮時，由潮間帶地形平緩且坡度小之現象，對於近岸側可能出現浸沒時數高估之現象。而麥寮、海山罟與伸港三區的研究區域寬幅不大，麥寮與海山罟之研究區域寬約 300 公尺，伸港地區之寬則僅百餘公尺，且海山罟與伸港地區均具有潮溪存在，對於近岸側之水流進入與流出可能有些許平衡作用，故不考慮浸沒時數之可能高估誤差。

2-2 空間自相關性

台灣招潮蟹族群密度在距離 40 公尺之下具有較高的 Moran's I 值，距離越遠 Moran's I 值隨之降低，代表鄰近單元之表現具有正相關，單元間的距離越遠其相關性越低。將台灣招潮蟹族群視為單元，鄰近單元表現具有相關性即代表台灣招

潮蟹在空間表現上具有聚集性，高密度鄰近高密度而形成一個台灣招潮蟹棲地。此結果符合謝與陳(2004)認為台灣招潮蟹棲地屬於區塊性表現，代表台灣招潮蟹族群的分佈非隨機散佈而具聚集性，推測聚集性的產生受到底質環境的影響。台灣招潮蟹為區塊性分布，反映出台灣招潮蟹的棲地為數個小面積的嵌塊體，受到異質單元於某程度上的切割台灣招潮蟹族群。當台灣招潮蟹棲地範圍過小，台灣招潮蟹族群為不穩定存在，加上異質單元對棲地切割，嵌塊體與嵌塊體之間出現阻隔，使族群不能相互交流補充，更加強台灣招潮蟹的生存壓力。

環境因子中，氧化層深度、累積浸沒潮時、粉泥/黏土含量與土壤篩選係數之空間單元具有某程度上的聚集性，其中以氧化層深度與累積浸沒潮時表現較強烈。土壤篩選係數之空間自相關性為負相關，空間單元表現非區塊性而是破碎性表現，篩選係數的變化可能受到本研究樣點分布與整體環境之影響。研究中進行 Moran's I 值估算的樣點僅 18 個樣點，整體模式之精準度尚可改進。



第 3 節 底質環境特性

3-1 麥寮地區

麥寮濕地的整體地形平緩，平均坡度 <1 度，地勢由東北向西南低降，可能受到北面有突出地形(養殖魚塭)與潮水注入方向所致。由北至南的底質環境趨勢為：粒徑增大、粉泥/黏土含量降低、土壤氧化層深度與累積浸沒時間增加。研究區域的西南側趨於沙質化，因而氧氣交換良好使土壤氧化層深度增加、地勢較低而使累積浸沒時間增加。土壤沙質化受到漲潮水流由西南向往東北流入影響，顆粒較大的礫砂土先沉積於西南外側，小顆粒的粉泥或黏土沉積於內側，符合 Klein (1972)將潮間帶分為高、中、低等三段且各具有不同的沉積物特性之述。土壤篩選度、含水量與土壤有機質等四項環境因子，由北至南並無一致趨勢。土壤篩選度小代表沉積顆粒大小分布較為均勻，當棲地中有植被的存在，受到植物體或植根的影響可能造成水流的減緩並使沉積顆粒分布不均勻。麥寮濕地內沒有植被與

潮溪的分佈，可能使水流流入時所受到的阻擾作用較小，而使沉積顆粒分佈較為均勻。

3-2 海山罟地區

香山濕地具有紅樹林的分佈，北面與南面各具有一條潮溪。謝(2007)自 2005~2007 持續在海山罟地區進行的底質環境調查結果顯示，新竹海山罟地區的底質環境受到南北兩條潮溪的影響，造成南北地區在底質組成上有顯著差異。陳(2007)指出香山濕地為一灣澳形的潮間帶，東北方有一沙舌狀沙洲，受長年東北季風影響而將沙洲的泥沙以飛沙方式堆積於香山濕地的西南側，使得南方的岸邊具有沙灘陸化的現象。由風所引起的沿岸流促使台灣西海岸的長期輸砂作用，北部至中部(彰化濁水溪一帶)均為由北向南傳輸(黃, 1995)，桃竹苗地區則主要受到東北季風所影響(王, 2004)。謝(2005)研究紅樹林與台灣招潮蟹族群之關係，將海山罟由北自南分為 A~D 四區，其中 B 區與 D 區為實驗疏伐區，A 區與 C 區則為對照組，並於 2005 年 11 月 21~29 日完成實驗區的紅樹林疏伐。新竹香山濕地為台灣招潮蟹於北台灣的重要研究地點，故選擇此區與麥寮濕地進行比較。將底質環境因子進行四區的 ANOVA 分析，得粒徑、粉泥/黏土含量、土壤篩選係數與有機質含量等因子均有顯著差異。其中，北側區的粒徑較小，由 A~D 區的粒徑變化為：粉泥-極細沙土-細沙土。當粒徑增大時，粉泥/黏土含量與土壤篩選係數隨之降低。而粒徑增大與粉泥/黏土含量的降低，代表香山濕地南側受到沙灘陸化的影響而使底質環境改變。土壤篩選係數在四區中的差異亦達顯著，由北至南係數逐漸下降，而非在 A 區與 C 區(非疏伐區)具有較高的篩選係數，可能受到 A 區與 C 區雖有紅樹林分布，但分布範圍質量不均勻，且進行採樣之時，A 區的紅樹林已被清除完畢(新竹市政府於 2007 年委請野鳥協會進行紅樹林移除)，對於底質環境可能出現影響；又海山罟地區不具陸上河流注入，因此沉積物質主由南北兩條潮溪所輸入，北側潮溪由海山漁港所流入，南側潮溪由台灣海峽直接輸入，輸砂量與沉積顆粒可能有所差異；而 B 區與 D 區(疏伐實驗組)之篩選係數分別小於 A 區與

C 區(對照組)，代表沉積顆粒趨於均勻，可能受到紅樹林經疏伐後，水流被阻擾的程度下降所致。新竹地區於 2007 年 9 月 4 日曾進行一次台灣招潮蟹計數，許多樣點之族群密度均為零，推測受到天候影響(陰,午後有雨)使台灣招潮蟹出現族群量偏低，故海山罟計數結果僅供討論而不進行統計分析。

3-3 伸港地區

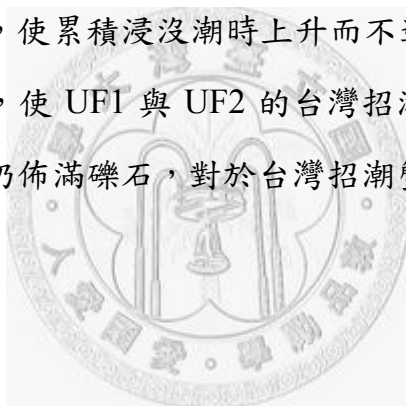
伸港什股灘地為台灣招潮蟹於中台灣的重要分布地點，棲地北側具有一潮溪分佈，為該區台灣招潮蟹的主要分佈處。原於 1999 年欲興建垃圾掩埋場，計畫雖已中止但已犧牲大片面積的台灣招潮蟹棲地，彰化縣政府於 2003 年欲規劃為「台灣招潮蟹的故鄉」而築起人工步道與堤防，並於人工步道南側挖掘一人工潮溪。施工後可能改變該區原棲地特性，故加入此區一併探討之。本研究中將伸港地區劃分為兩區進行討論，以人工步道作為劃分界限，北側為 UF1(原棲地)，南側為 UF2(新棲地)，各具有一條潮溪。將 UF1 與 UF2 兩區的底質環境因子進行 ANOVA 分析，得粉泥/黏土含量與全氮具有顯著性差異，其餘因子則無顯著差異。根據 2008 年 5 月 21 日於伸港所進行之台灣招潮蟹計數結果，得 UF1 具有較高的族群密度，平均值為 0.75(隻數/平方公尺)，同時觀察到 UF2 亦有台灣招潮蟹族群的出現，但族群量較低，平均族群密度為 0.09(隻數/平方公尺)；由 UF1 的台灣招潮蟹族群數量，發現靠近人工步道的地區有較高的族群數量，UF2 因台灣招潮蟹數量較低則無明顯趨勢，伸港地區之平均台灣招潮蟹族群密度 < 0.1 (隻數/平方公尺)，族群表現劣於麥寮地區。值得一提的是，UF2 棲地原無台灣招潮蟹族群棲息，推測為人工潮溪的出現而引入了台灣招潮蟹幼生。2006 年施工完畢，確改變了伸港地區的底質環境：降低了 UF1 的台灣招潮蟹密度，卻增加了 UF2 的台灣招潮蟹棲地，考慮到工程對底質環境所造成的擾動，此區應進行長期監測以得知工程對底質環境的確切影響。

3-4 三區比較

麥寮濕地的土壤基質多為粉泥，僅兩樣點為砂土與細砂土，平均坡度小於 1 度，周(1987)指出沉積物的大小與灘地的坡度具有正相關性，沉積顆粒為細砂土的灘地平均坡度約為 3 度，沉積顆粒為極細砂土的灘地平均坡度約為 1 度，當沉積顆粒更小時，平均坡度則小於 1 度。由海山崙的土壤基質介於粉泥與砂土之間，代表坡度變化小於 3 度，而伸港的土壤基質均為粉泥，坡度變化小於 1 度，由三區灘地坡度變化均小於 1.5 度可驗證沉積物與坡度之相關。新竹香山、彰化伸港與雲林麥寮等三地區均有台灣招潮蟹族群棲息，但三地區的底質環境有所差異：土壤含水量、粉泥/黏土含量、粒徑、篩選係數與有機質等環境因子均有所差異。Banks and Skilleter (2002)指出土壤的基質會影響到物種的分佈，可提供不同類型的微棲所給不同的物種，土壤基質的組成亦可反應出潮流與河水的流動方向與帶來的沈積物質。而香山、伸港與麥寮的土壤基質雖具有差異性，但形成的微棲所均能被台灣招潮蟹所接受而棲息。又基質組成的差異可能因分布的地理位置不同，所受到的潮汐、海流所帶來的沉積物質有所差異所造成。又新竹香山與彰化伸港屬於大潮差海岸，而麥寮之潮差略小。本研究中，將潮汐因子量化為時數以進行實際數據上的比較。麥寮濕地一個月的累積浸沒時間介於 0~60 個小時(0~2.5 天)，年浸沒時間百分比為 5.68%。林(2006)於香山濕地(大庄地區，海山崙以北)的研究指出，台灣招潮蟹棲地浸沒時間百分比顯著較紅樹林、草本植物與裸露灘地等區域少，且該區台灣招潮蟹棲地約只在大潮前後兩天才會被潮汐所淹沒，年浸沒時間百分比為 5.1%。麥寮濕地的年浸沒時間百分比相近於大庄地區之台灣招潮蟹棲地年浸沒百分比，且麥寮濕地的地勢平坦，平均坡度變化小，可能代表麥寮濕地的多數地區均適合台灣招潮蟹棲息。

麥寮濕地經判別分析後，38.9% (7/18)的樣點為良好棲地，38.9%(7/18)的樣點為普級棲地，27.8% (5/18)的樣點屬於劣級棲地，其中第一級(優級)與第二級(普級)棲地表現連續，均為近岸地區；判別為劣級棲地的樣點均為遠岸地區，得到一個連續性的台灣招潮蟹棲地，且此嵌塊體內不含任何異質單元。將麥寮底質視為台

灣招潮蟹棲地模式，利用底質環境判別海山罟與伸港的台灣招潮蟹棲地表現，發現海山罟地區的棲地表現較差，僅 16.7% (4/24)的樣點為良好的台灣招潮蟹棲地，66.7% (16/24)的樣點為普級棲地；16.7% (4/24)的樣點為劣級棲地。根據判別結果與蟹類計數結果，北區(A、B 區)的棲地表現優於南區(C、D 區)，推測可能是海山罟有潮溪與紅樹林的分佈，整體棲地變異較大且棲地切割程度高，加上海山罟南區陸化與尚未移除的紅樹林，使棲地表現劣於麥寮濕地。伸港地區內 83.3% (10/12)的樣點屬於良好棲地，16.7% (2/12)屬於普級棲地；麥寮地區內伸港地區的判別結果優於麥寮與海山罟地區，多數樣點被判別為良好的棲地，僅兩樣點(樣點 11、樣點 12)判別為普級棲地，且兩樣點均分布於南區。根據伸港的台灣招潮蟹計數，北區表現優於南區，南區受到潮溪影響可能引入台灣招潮蟹大眼幼生，但同時使南側棲地趨於泥濘，使累積浸沒潮時上升而不適合台灣招潮蟹棲息。又伸港棲地受到人工步道影響，使 UF1 與 UF2 的台灣招潮蟹族群被切割；施工完畢後，UF2 靠近步道的區域仍佈滿礫石，對於台灣招潮蟹族群的生存與棲地的恢復可能有所影響。



第 4 節 台灣招潮蟹棲地特性

本研究中得知台灣招潮蟹棲地特性為：粒徑小、粉泥/黏土含量高，土壤篩選係數小、含水量高、氧化層深度較淺，全有機碳與全氮含量均偏低，累積潮水浸沒時間短。招潮蟹蟹種的空間分布和底質棲地特性有關，如微藻與有機碎屑等食物來源(Wolfrath, 1993)、粒徑大小(Takeda and Kurihara, 1987)、土壤基質的硬度表現(Ribeiro, 2005)、含水量程度(Bradshaw and Scoffin, 1999)以及根植與大眼幼生的存在與否(Takeda and Kurihara, 1987; Kelaher et al., 1998)。再由判別結果，判別函數一主要受到累積浸沒潮時影響，且判別函數一具有顯著性的棲地判別能力，代表累積浸沒潮時對於台灣招潮蟹棲地確有一定影響力。

台灣招潮蟹棲息之土壤基質屬於粉泥，平均坡度變化小於 1.5 度；粉泥含量

高使土壤基質具有黏性；高潮位灘地，高程介於 1.5~2.5 公尺，高程同時影響著累積浸沒潮時。由底質因子之相關性可知，小粒徑、高粉泥/黏土含量與高有機碳常伴隨出現，粒徑變小增加了整體的土壤表面積，雖可保留下較多量的有機物質，但上潮帶受到潮汐的影響小，浸沒於潮水的時間較短，Christy and Salmon (1984)指出高潮位灘地相較於低潮位灘地含有的食物來源較少，且沙質灘地的食物來源亦少於泥灘地。Reinsel (2004)認為單次漲潮所帶來的潮水浸淹對於底質中所含的有機質並沒有顯著性的提升，但週期性的潮水漲退仍會影響到溼地上所分布的水文分佈、底質環境與生物狀況(Junk et al., 1989)。而由研究結果發現台灣招潮蟹族群密度較高的地區，其有機質含量較低，又由蟹類計數結果可知，計數樣區內台灣招潮蟹並非優勢蟹種，優勢蟹種多為弧邊招潮蟹與清白招潮蟹，族群密度可達台灣招潮蟹族群密度數十倍，且招潮蟹總數量隨離岸距離增加而上升，代表高潮位灘地的低有機質並非受到招潮蟹刮食而降低。施(2007)亦指出有機質與葉綠素 a 的含量與台灣招潮蟹密度無明顯關聯性，並認為台灣招潮蟹的攝食吸收效率不高，糞便與當地土壤基質的有機質含量並無顯著降低。因此，台灣招潮蟹棲地其有機質含量低的原因可能為棲地的空間特性影響——離岸距離近，位於高潮帶。

吳(2007)指出，台灣招潮蟹不適合生活在過於還原態的土壤環境，影響土壤氧化還原電位變化的因子為有機質與植物根系，有機質為主要的還原劑，植物根系也是氧化還原反應重要的參與者。本研究中，得知台灣招潮蟹的棲地除植被稀少且有機質含量低，代表土壤環境不屬於還原態而適於台灣招潮蟹生存。研究內容未將植被因子量化討論，但由底質分析可知，良好的土壤篩選度可能反映出台灣招潮蟹棲地所具有之植被稀少或無植被存在，環境屬於非還原態，氧氣交換良好使土壤氧化層較深。Klaassen and Ens (1993)研究 *Uca tangeri* 的棲地環境，更指出離岸距離影響了底質的變化進而影響了招潮蟹的棲地選擇。台灣招潮蟹的空間分布區塊為近岸區，此區域高程較高，而高程可影響累積浸沒潮時的長短，且潮汐所造成之輸砂、攜帶水流與有機質等作用更影響著底質環境。

陳等(2003)認為台灣招潮蟹的棲地需求有兩項主要元素，一為棲地層面，另一為棲息於同一棲地的動物層面。棲地層面涵括大尺度之整體潮間帶濕地及物理、化學及植相等因子；小尺度則如直接關聯台灣招潮蟹之巢穴、覓食、成長等活動空間之微棲地。動物層面則指出棲地空間需求與物種之間的相互作用。在大棲地之下，台灣招潮蟹成體分布於河口平坦、空曠且接壤於陸域邊緣的高潮線地區；微棲地之下，棲地底質為：泥質灘地、開闊無植被的高潮線地帶、底質為硬的黏土(平均黏土含量 31%)、含氧層深度多厚達 40 公分以上、含水量低(平均 18%)、有機碳與有機氮含量低(平均為 0.2%及 0.02%)。本研究亦將底質棲地分為大棲地層面與微棲地層面，並證實大棲地因子—浸沒潮時因子確會影響微棲地層面。

第 5 節 台灣招潮蟹復育建議

對台灣招潮蟹進行復育，可選擇由族群復育與棲地復育著手。本研究之研究對象著重於台灣招潮蟹之成體，研究因子則著重於底質因子而非水質因子。若由族群復育著手，則利用幼生養殖方式，將幼生養育至稚蟹再放流回大海中，是否對台灣招潮蟹族群之基因庫有負面影響則尚未明確，因此尚需要進一步的研究以了解族群復育之可能。若由棲地復育著手，則必須了解台灣潮蟹族群與棲地之間的關係。當企圖去恢復一個生態系統時，必須先去了解這個系統中的阻擾因子(Hammersmark, 2005)，由本研究結果可知台灣招潮蟹族群所分布之基本限制因子與棲地特徵。以台灣西海岸而言，潮間帶主可分為沙灘與泥灘，其中在選擇復育地時沙灘地區即被剔除，選擇泥灘地；泥灘地則先利用大棲地因子進行評估，應先取得高程資料，以了解該處之浸沒潮時與地形起伏，並考量植被與人工建物對復育地之切割。而由研究結果得知，高密度台灣招潮蟹族群分布的地區其空間分布多落於近岸，選擇近岸區為可能復育地。微棲地因子可做為第二步參考指標，其中以粒徑與粉泥/黏土含量作為初步選擇，選擇粒徑小於 0.125mm 之質地(屬極

細砂土與粉泥土)與粉泥/黏土含量較高(至少大於 20%)的地區為主要參考標的,以選擇可能復育區。高程因子為應用於工程時之人為易操作因素,但需要整體的規劃設計而非單純改變單一因子即可完成;同時應考慮當地潮間帶的潮溪與植被的分佈所造成之棲地切割,沿岸水流之沉積物質運輸所造成的海岸變遷。新竹香山濕地目前已被設置為新竹野生動物保護區,但香山濕地北側的客雅水資源回收中心設置後,掩蓋了多數大庄地區的台灣招潮蟹族群,可能影響到香山濕地整體的幼生數量,對於台灣招潮蟹族群影響應有長期監測計畫。伸港地區經 2006 年的生態工程後,使台灣招潮蟹族群量減少,但增加了台灣招潮蟹可分布的棲地。考慮到施工完畢至今僅兩年,應具有長期監測規劃以確定底質環境是否以回到穩定狀態或出現劣化情況。麥寮地區為本研究中所觀測到最穩定的台灣招潮蟹棲地,以不進行任何工程與植物種植為主,採消極保護方式,使台灣招潮蟹所面對的生存壓力最小。



第五章 結論

本研究規範台灣招潮蟹棲地特徵為：粒徑小於 0.125mm，土壤質地屬於粉泥土或極細砂土；粉泥/黏土含量大於 60%；累積浸沒潮時小於 40 小時，以麥寮地區為例，該區之高程則介於 1.5~2.5 公尺，台灣招潮蟹棲地以粒徑、粉泥/黏土含量與累積浸沒潮時等三點為最重要因素。台灣招潮蟹棲地在空間上分布於高潮區，且族群具有聚集性。棲地之植被覆蓋度不應過高，土壤篩選度能部分反映之。土壤篩選度、含水量、有機質含量與氧化層深度與台灣招潮蟹之分布具有線性關係存在，但非最重要影響因素。

本研究中未討論植被、潮溪因子等可能切割或影響台灣招潮蟹棲地之異質單元，未來若能進一步釐清異質單元的明確影響力，對於台灣招潮蟹的棲地特徵與營造能更有助益。



第六章 參考文獻

中文文獻：

王玟心，2004，桃竹苗區域之海岸帶地質特徵，國立台灣大學海洋研究所碩士論文。

沈明來，1998，實用多變數分析，九州圖書文物有限公司，台北市，初版。

沈明來，2007，實用多變數分析，九州圖書文物有限公司，台北市，第二版。

吳怡慧，2007，水文-土壤-植物變動對香山濕地台灣招潮蟹棲息之影響，國立台灣大學生物資源暨農學院生物環境系統工程所碩士論文。

林世偉，2006，以判別分析探討香山濕地台灣招潮蟹棲地特性，國立台灣大學生物環境系統工程學研究所碩士論文。

周瑞燉，1987，海洋地質學，聯經出版社，台北市。

施習德，1994，招潮蟹，國立海洋生物博物館籌備處，高雄市，初版。

施習德，1997，屬於福爾摩莎的「台灣招潮」，何去何從？— 記台灣特有種招潮蟹的現況，台灣博物第 54 期，p68-80。

施習德，1999，以形態、遺傳及生態研究台灣特有種台灣招潮蟹之分類研究，中山大學海洋生物研究所博士論文。

施習德，2007，新竹市客雅水資源回收中心生態復育計畫復育區棲地改善計畫期中報告，國立中興大學生命科學系執行，新竹市政府委託。

陳有祺、周文杰、張登凱、陳賜賢，2007，新竹市客雅水資源回收中心生態復育計畫-復育區棲地改善計畫期中報告，中華大學水域生態環境研究中心執行，新竹市政府委託。

陳章波、謝蕙蓮，2003，彰化縣烏溪流域污染調查及生態復育規劃計畫期中報告，中央研究院動物研究所執行，彰化縣政府委託。

陳敏華，2007，應用模擬退火法及景觀指數於集水區土地利用最佳化規劃，國立台灣大學生物環境系統工程學研究所碩士論文。

黃序文，1995，台灣西部近岸沉積物之重礦物組成-由 Q 型因子分析法推測近岸沉積物

傳輸方向。國立台灣大學海洋研究所碩士論文。

黃俊英，2000，多變量分析第七版，中國經濟企業研究所，台北，p65-108。

楊樹森，2007，生態學術研究—大庄紅樹林及海山罟對照區主要底棲蟹類食性及覓食微棲地之研究期末報告，新竹教育大學應用科學系執行，新竹市政府委託。

劉烘昌、李家維，1994，新竹香山潮間帶的螃蟹，海岸濕地生態及保育研討會論文集，中華民國野鳥學會，台北市，p103-113。

謝蕙蓮，陳章波，2004a，蟹逅紅樹林，新竹市政府，p13。

謝蕙蓮，陳章波，2004b，新竹市濱海野生動物保護區台灣招潮蟹研究，中央研究院動物所執行，新竹市政府委託。

謝蕙蓮，2005，沿海濕地復育研究-以新竹香山台灣招潮蟹棲地復育為例，中央研究院生物多樣性中心執行，行政院農業委員會委託。

謝蕙蓮，2007，新竹市客雅水資源回收中心生態復育計畫，中央研究院生物多樣性中心執行，新竹市政府委託。

英文文獻：

Alexandridis, T. K., Takavakoglou, V., Crisman, T. L., Zalidis, G. C. (2007). Remote Sensing and GIS Techniques for Selecting a Sustainable Scenario for Lake Koronia, Greece.

Environ. Manage. 39:278–290.

Banksa, S. A., Skilleter, G. A. (2002). Mapping intertidal habitats and an evaluation of their conservation status in Queensland, Australia. Ocean Coast. Manage. 45: 485–509.

Bertness, M.D., Miller, T. (1984). The distribution and dynamics of *Uca pugnax* Smith burrows in a New England salt marsh. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 83: 211 –237.

Bradshaw, C., Scoffin, T.P. (1999). Factors limiting distribution and activity pattern of the soldier crab *Dotilla myctiroides* in Phuket, South Thailand. Mar. Biol. 135: 83–87.

Christy, J. H. and Salmon, M. (1984). Ecology and evolution of mating systems of fiddler crabs (genus *Uca*). Biol. Rev. 59: 483-509.

- Croll, G. A. and McClintock, J. B. (2000). An evaluation of lekking behavior in the fiddler crab *Uca spp.* J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 254: 109-121.
- Dent, C. L. and Ggimm, N. B. (1999). Spatial heterogeneity of stream water nutrient concentrations over successional time. Ecology 80: 2283–2298.
- DeVries, M. C., Tankersley, R. A., Forward, R. B., Jr., Kirby-Smith, W. W., Luettich, R. A., Jr. (1994). Abundance of estuarine crab larvae is associated with tidal hydrologic variables. Mar. Biol. 118: 403-413.
- Dramstad, W. E., Olson, J. D. and Forman, R. T. T. (1996). Landscape ecology principles in landscape architecture and land use planning. Harvard University Graduate School of Design, Island Press and the American Society of Landscape Architects, Washington, D. C.
- Durance, I., Lepichon, C., Ormerod, S. J. (2006). Recognizing the importance of scale in the ecology and management of riverine fish. River Res. Applic. 22: 1143–1152.
- Forman, R.T.T. (1995). Land Mosaics: The ecology of landscapes and regions. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Forward, R. B. Jr, Tankersley, R. A., Rittschof, D. (2001). Cues for metamorphosis of brachyuran crabs: an overview. Am Zool 41:56–70.
- Frusher, S. D., Giddins, R. L. and Smith, T. J. (1994). Distribution and abundance of Grapsid crabs in a mangrove estuary: effects of sedimeny characteristics, salinity tolerance, and osmoregulatory ability. Estuaries 17: 647-654.
- Genoni, G.P. (1991). Increased burrowing by fiddler crabs *Uca rapax* Smith Decapoda, Ocypodidae in response to low food supply. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 147: 267–275.
- Hammersmark, C.T., Fleenor, W. E. and Schladow, S. G. (2005). Simulation of flood impact and habitat extent for a tidal freshwater marsh restoration. Ecol. Eng. 25: 137-152.
- Hutchings, P., Saenger, P. (1987). Ecology of mangroves. University of Queensland Press, Brisbane, Australia.
- Iribarne, O., Bortolus, A., Botto, F. (1997). Between-habitat differences in burrow

- characteristics and trophic modes in the southwestern Atlantic burrowing crab *Chasmagnathus granulata*. Mar. Ecol. Prog. Ser. 155: 137–145.
- Junk, W. J., Bayley, P. B. and Sparks, R. E. (1989). The Flood Pulse Concept in River-floodplain Systems. In: D. P. Dodge (ed.), Proceedings of the International Large River Symposium. Can. Spec. Publi. Fish. Aquat. Sci. 106: 110-127.
- Kelaher, B.P., Underwood, A.J., Chapman, M.G. (1998). Effect of boardwalks on the semaphore crab *Heloecius cordiformis* in temperate urban mangrove forests. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 227: 281– 300.
- Klaassen, M. and Ens, B.J. (1993). Habitat selection and energetics of the fiddler crab (*Uca tangeri*). Neth. J. Sea Res. 31(4): 495-502.
- Kein, G. deV. (1972). Determination of paleotidal range in clastic sedimentary rocks X X IV. International Geological Congress 6: 397-405.
- Lee, H. Y. and Shih, S. S. (2004). Impacts of vegetation changes on the hydraulic and sediment transport characteristics in Guandu mangrove wetland. Ecol. Eng. 23: 85–94.
- Levinton, J., Sturmbauer, C., Christy, J. (1996). Molecular data and biogeography: resolution of a controversy over evolutionary history of a pan-tropical group of invertebrates. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 203: 17– 131.
- Lin, H. C., Su, Y. C., and Su, S. H. (2002). A comparative study of osmoregulation in four fiddler crabs. Zool. Sc. 19:643- 650.
- Moran P. A. P. (1950). Notes on continuous stochastic phenomena. Biometrika 37: 17-23.
- Morrisey, D. J., DeWitt, T. H., Roper, D. S., Williamson, R. B. (1999). Variation in the depth and morphology of burrows of the mud crab *Helice crassa* among different types of intertidal sediments in New Zealand. Mar. Ecol. Prog. Ser. 182: 231– 242.
- Murai, M., Goshima, S., Nagasone, Y. (1982). Some behavioural characteristics related to food supply and soil texture of burrowing habitats observed on *Uca vocans* and *U. lactea perplexa*. Mar. Biol. 66: 191– 197.

- Nobbs, M. (2003). Effects of vegetation differ among three species of fiddler crabs (*Uca* spp.). *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 284: 41– 50.
- Nomann, B. E., Pennings, S. C. (1998). Fiddler crab-vegetation interactions in hypersaline habitats. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 225: 53-68.
- Rangel, T. F. L. V. B., Diniz-Filho, J. A. F. and Bini, L. M. (2006). Towards an integrated computational tool for spatial analysis in macroecology and biogeography. *Global Ecol. Biogeogr.* 15: 321–327.
- Reinsel, K. A. (2004). Impact of fiddler crab foraging and tidal inundation on an intertidal sandflat: season-dependent effects in one tidal cycle. *J. Exp. Mar. Bio. Eco.* 313: 1-17.
- Ribero, P. D., Iribarne, O. O., Daleo, P. (2005). The relative importance of substratum characteristics and recruitment in determining the spatial distribution of the fiddler crab *Uca uruguayensis* Nobili. *J. Exp. Mar. Bio. Eco.* 314: 99-111.
- Rodriguez, R. A. and Epifanio, C. E. (2000). Multiple cues for induction of metamorphosis in larvae of the common mud crab *Panopeus herbstii*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 195: 221-229.
- Shih, H. T., Mok, H. K., and Chang, H. W. (2005). Chimney building by male *Uca formosensis* Rathbun, 1921 (Crustacea: Decapoda: Ocypodidae) after pairing: A new hypothesis for chimney function. *Zool. Stud.* 44: 242-251.
- Takeda, S., Kurihara, Y. (1987). The distribution and abundance of *Helice tridens* De Haan (Crustacea, Brachyura) burrows and substratum conditions in a north eastern Japan salt marsh. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 107: 9-19.
- Tsai, J. R and Lin, H. C. (2007). V-type H⁺-ATPase and Na⁺,K⁺-ATPase in the gills of 13 euryhaline crabs during salinity acclimation. *J. Exp. Biol.* 210: 620-627.
- Wanink, J. H. and Zwarts, L. (1993). Growth rate variation in intertidal invertebrates. *Neth. J. Sea Res.* 31(4): 407-418.
- Warren, J. H. and Underwood, A. J. (1986). Effects of burrowing crabs on the topography of mangrove swamps in New South Wales. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 102: 223-235.

Weber, J. C. and Epifanio, C. E. (1996). Response of mud crab (*Panopeus herbstii*) megalopae to cues from adult habitat. *Mar. Biol.* 126: 655-661.

Wolfrath, B. (1993). Observations on the behaviour of the European fiddler crab *Uca tangeri*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 100: 111 –118.

Zar, J. H. (1996). *Biostatistical analysis*. 4th ed. Prentice-Hall, Inc., New Jersey.



表 1、Spearman 等級相關係數表(Spearman rank Coefficients, n=18)

		1	2	3	4	5	6	7	8
1	氧化層深度	1	-0.299 n.s.	-0.608 **	0.610 **	0.023 n.s.	-0.433 *	-0.097 n.s.	0.875 ***
2	土壤含水量		1	0.228 n.s.	-0.350 n.s.	0.015 n.s.	0.516 *	0.278 n.s.	-0.249 n.s.
3	粉泥/黏土含量			1	-0.938 ***	-0.197 n.s.	0.413 *	0.173 n.s.	-0.524 **
4	粒徑				1	0.090 n.s.	-0.499 **	-0.199 n.s.	0.501 **
5	土壤篩選係數					1	0.094 n.s.	0.207 n.s.	0.037 n.s.
6	全有機碳						1	0.737 ***	-0.378 n.s.
7	全氮							1	-0.176 n.s.
8	累積浸沒時間								1



表 2、主成分解釋量表

	特徵值	差異	解釋變異量%	累積解釋變異量%
主成分 1	3.4619	1.7596	0.4327	0.4327
主成分 2	1.7023	0.5218	0.2128	0.6455
主成分 3	1.1805	0.4801	0.1476	0.7931
主成分 4	0.7004	0.1817	0.0875	0.8806

表 3、前三主成份之因子解釋量表

	第一主成分	第二主成分	第三主成分
氧化層深度	-0.4153	0.3799	0.2153
土壤含水量	0.2723	0.4180	-0.0821
粉泥/黏土含量	0.3918	-0.2153	0.0686
粒徑	-0.3989	0.1709	-0.4587
土壤篩選係數	0.2113	0.1634	0.7496
全有機碳	0.4063	0.3975	-0.2166
全氮	0.2975	0.5102	-0.2050
累積浸沒時間	-0.3777	0.4005	0.2845

表 4、判別函數解釋量表

判別函數	特徵值	解釋變異量%	累積解釋變異量%
1	3.502	82.1	82.1
2	0.762	17.9	100.0

表 5、標準化判別函數係數

	判別函數 1	判別函數 2
粒徑	0.377	-0.101
粉泥/黏土含量	-0.117	-0.040
土壤篩選係數	-0.330	-0.801
全有機碳	-0.734	0.045
全氮	0.800	0.755
土壤含水量	0.260	0.499
氧化層深度	-0.255	0.005
累積浸沒潮時	1.120	-0.052

a.



b.



c.



圖 1、台灣招潮蟹型態

a、 雄性台灣招潮蟹具有一潔白大螯

b、 台灣招潮蟹的灰黑色背甲，底部多具一淡色橫帶

c、 雌性台灣招潮稚蟹

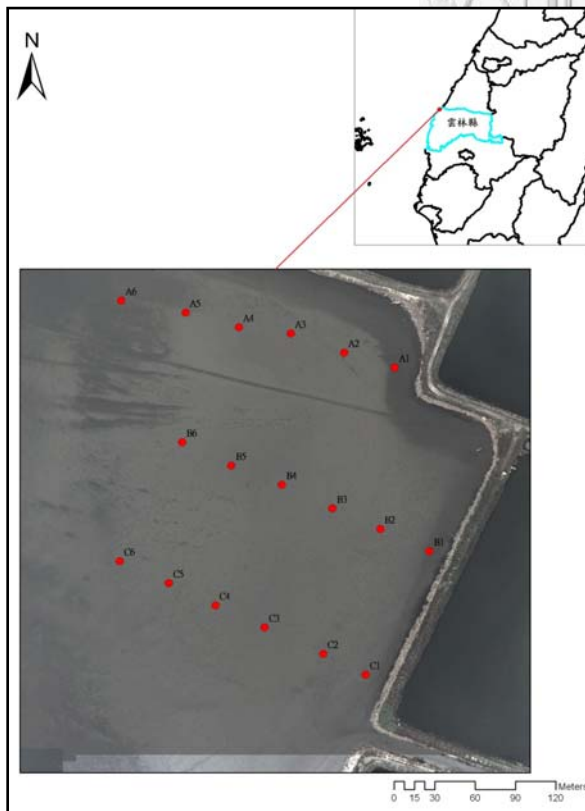


圖 2、 麥寮研究區(紅點為本研究所劃設之樣點)

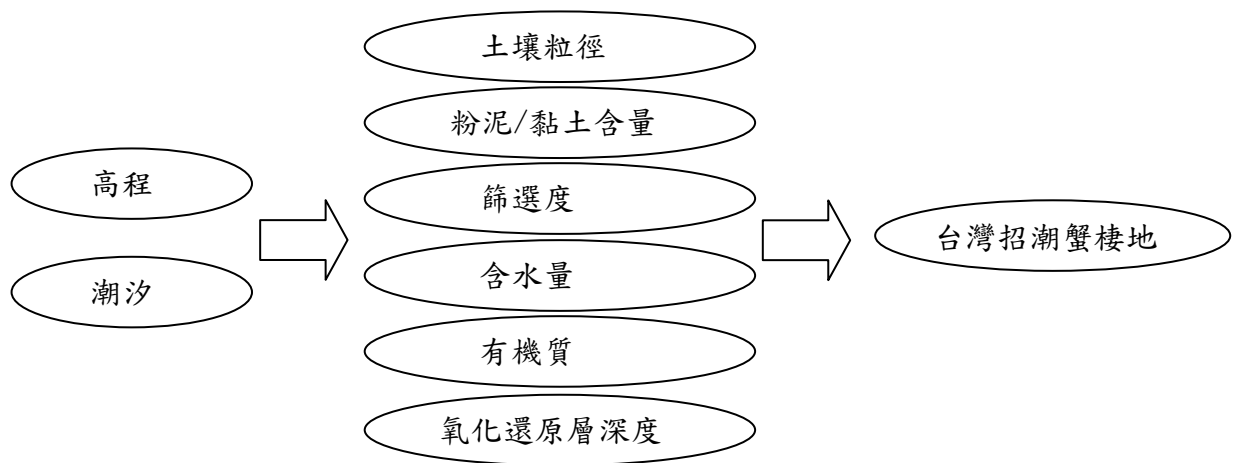


圖 3、影響台灣招潮蟹棲地之假設模式

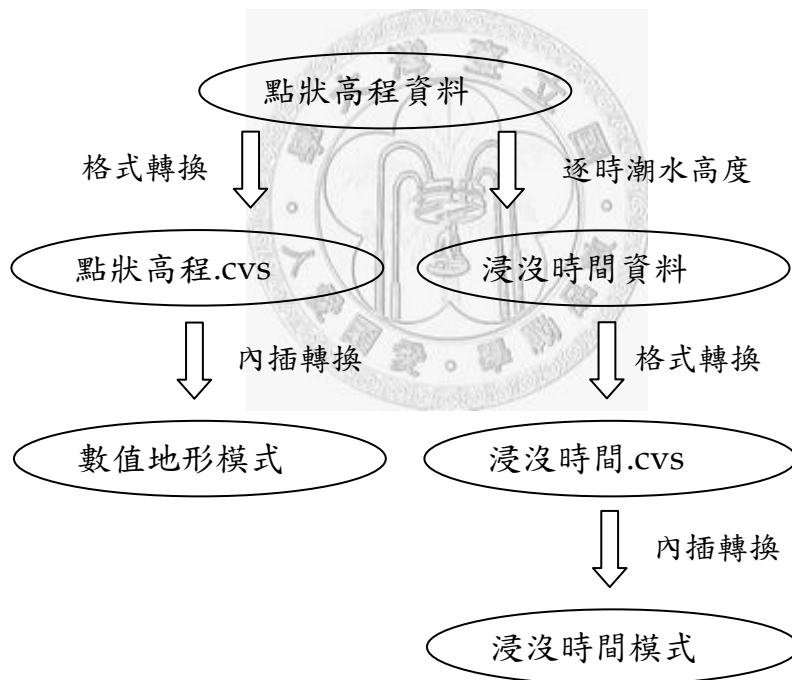


圖 4、空間資料操作流程

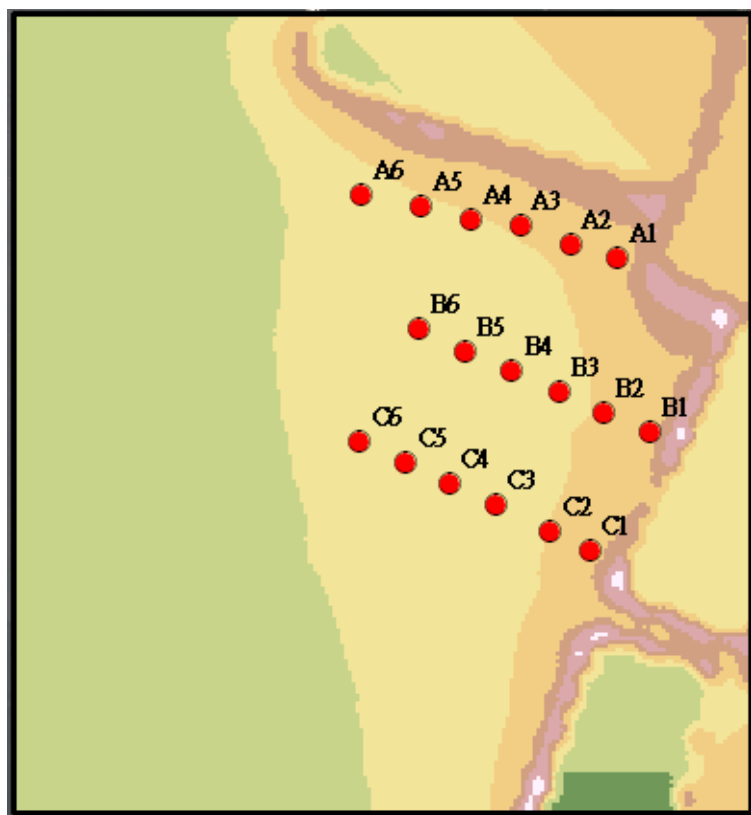


圖 5、麥寮濕地 DEM

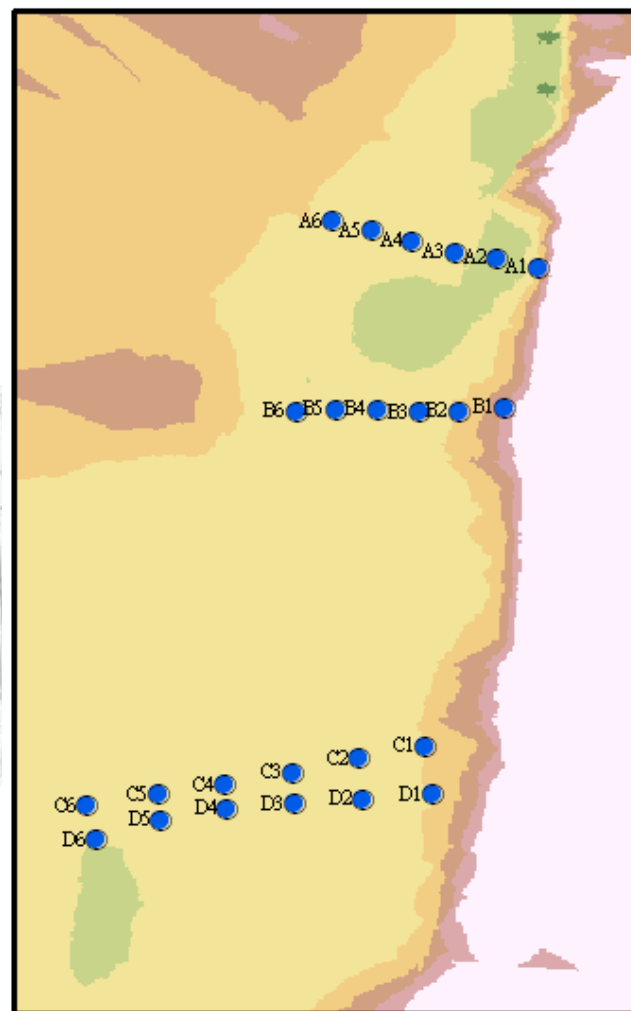
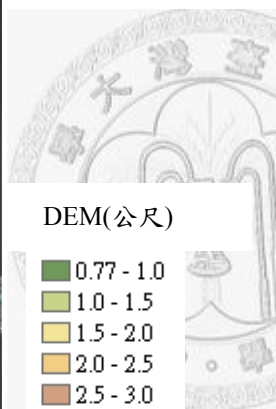


圖 6、新竹海山罟 DEM

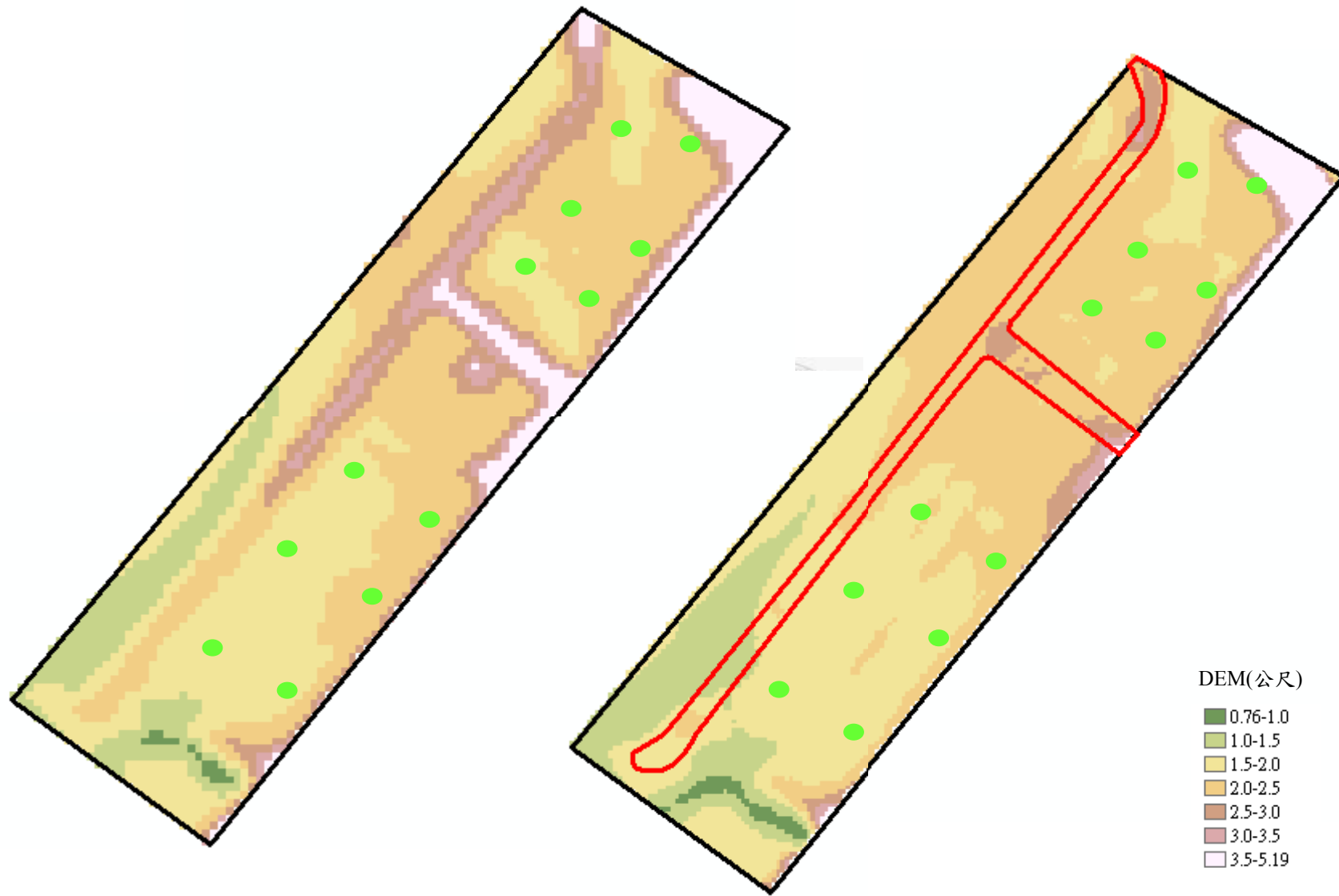


圖 7、伸港 DEM, 紅色框線內代表人工走道與堤防; 左側為 2006 年; 右側為 2008 年

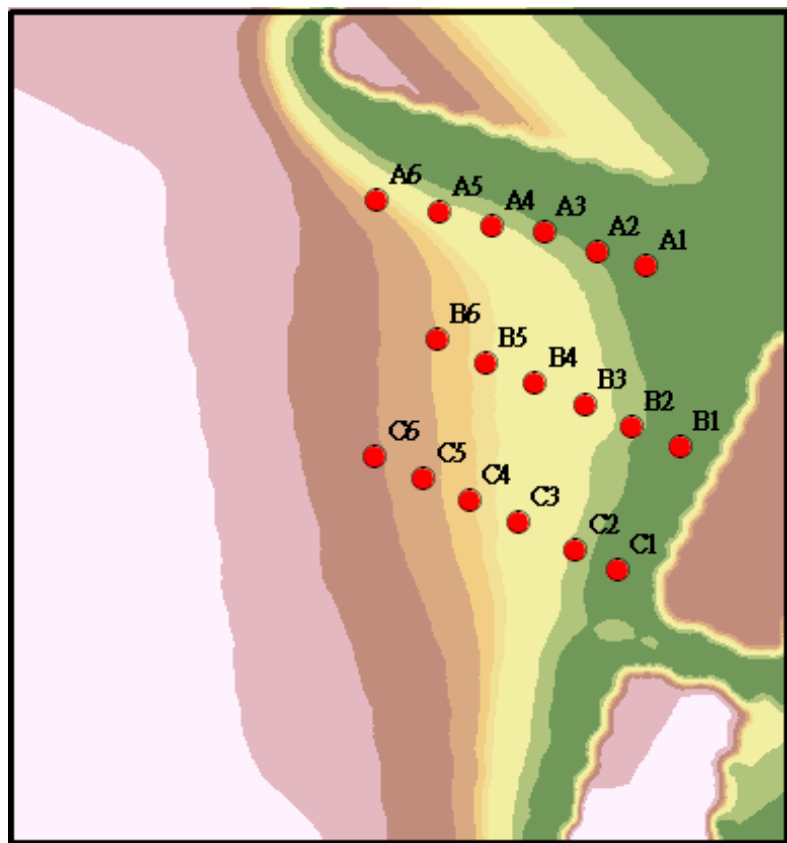


圖 8、麥寮濕地累積浸沒潮時圖

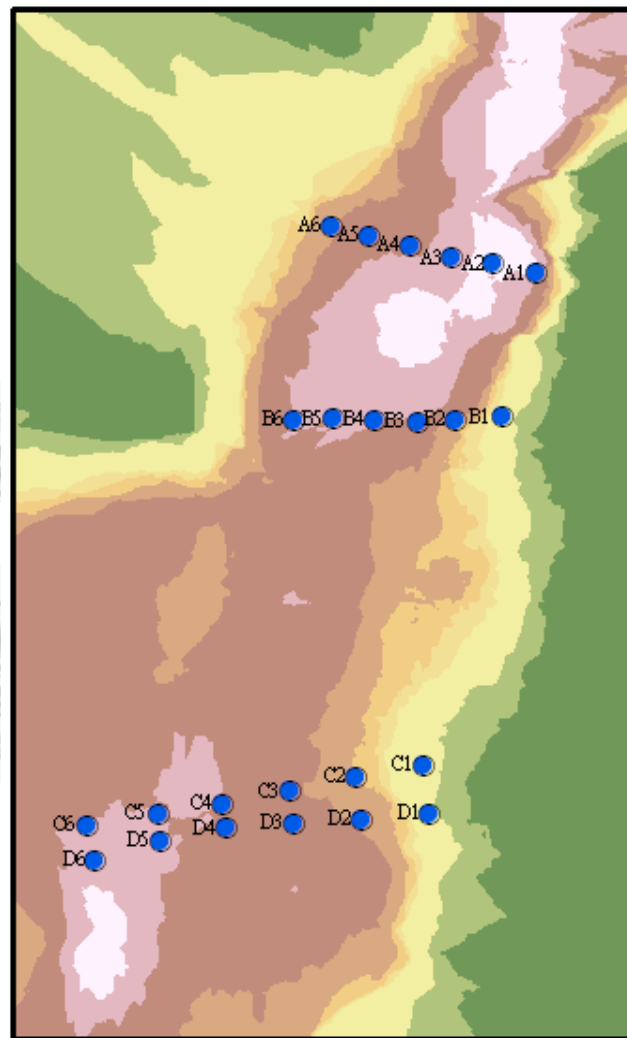


圖 9、新竹海山罟累積浸沒潮時圖

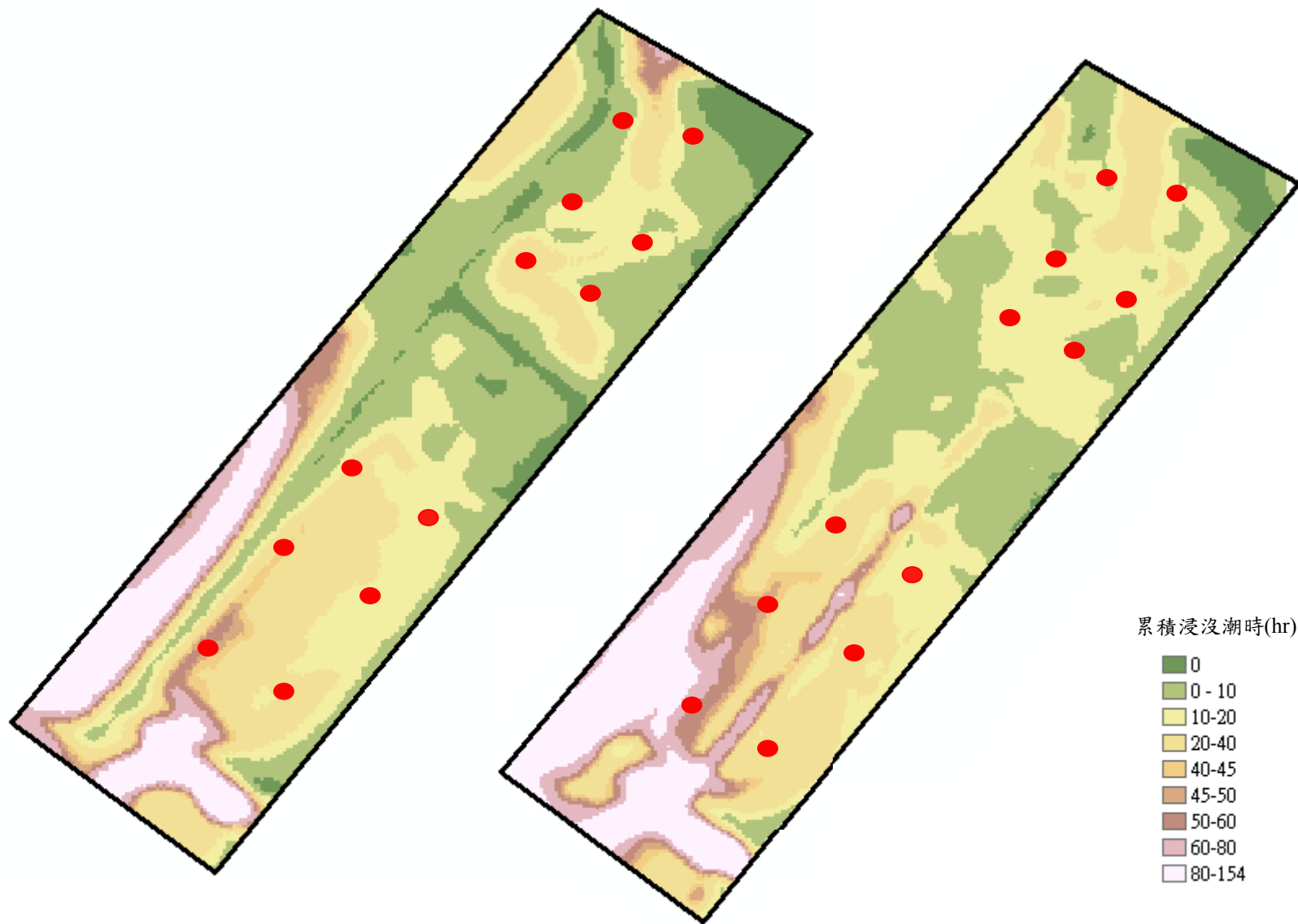


圖 10、伸港累積浸沒潮時圖，左側為 2006 年;右側為 2008 年

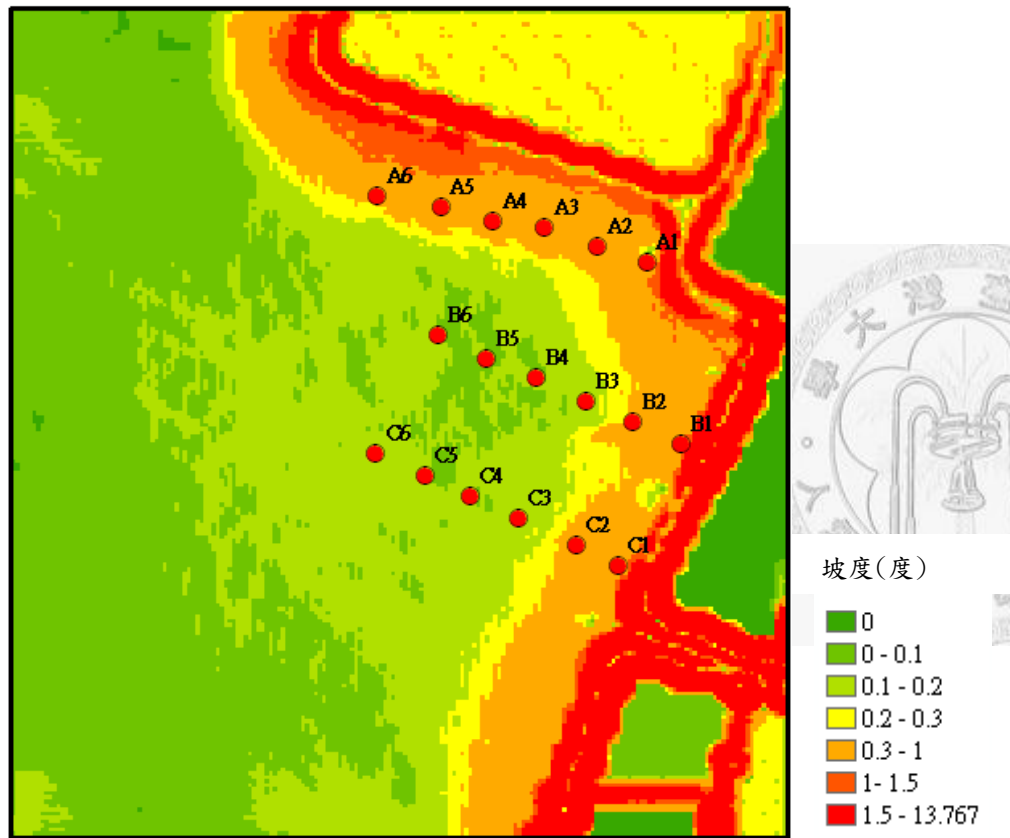


圖 11、麥寮坡度圖

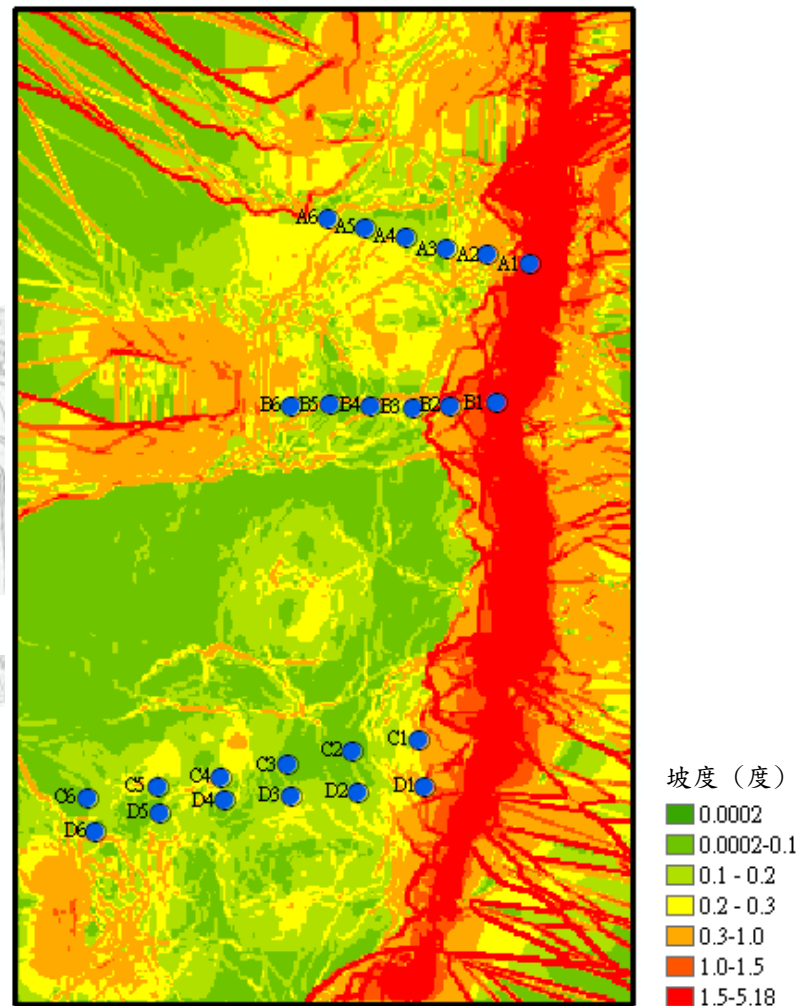


圖 12、新竹海山罟坡度圖

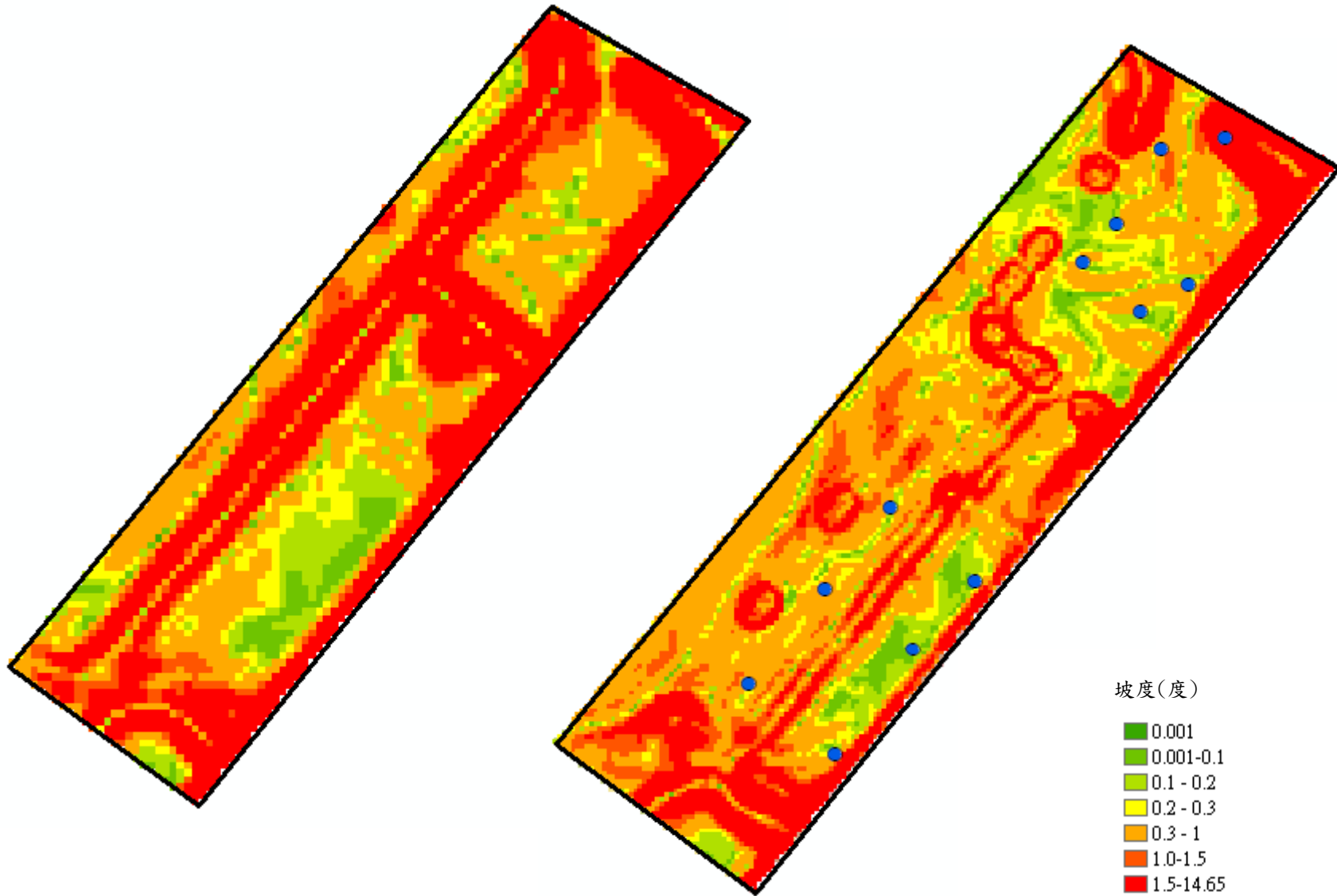
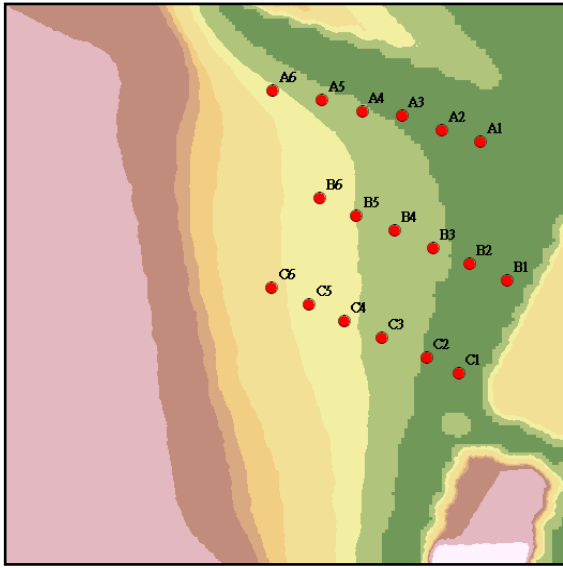
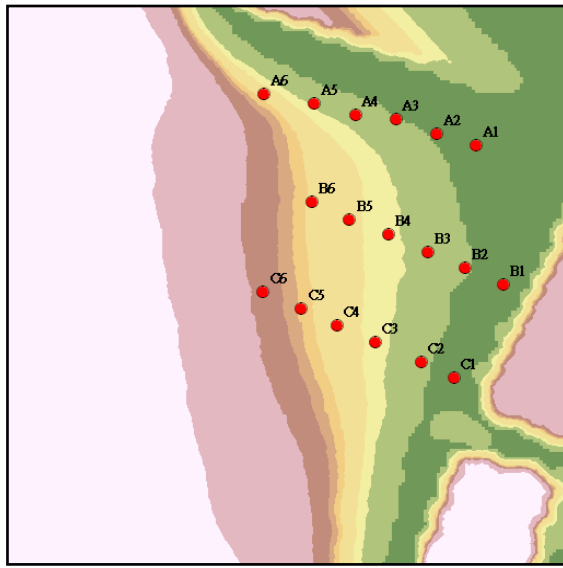


圖 13、伸港坡度圖，左側為 2006 年；右側為 2008 年

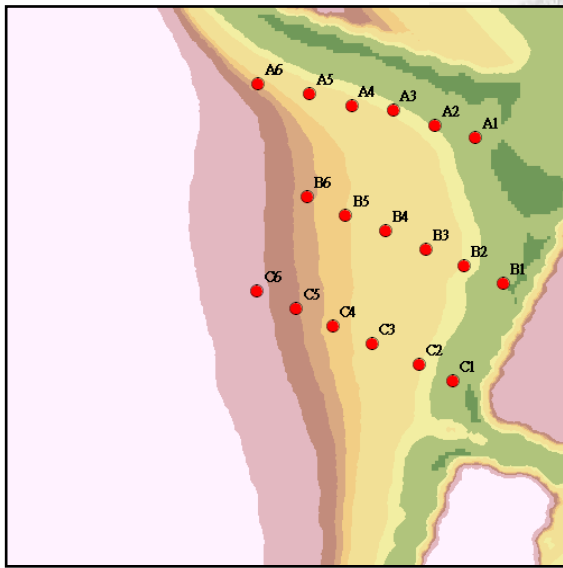
a、二月累積浸沒時數分布圖



b、五月累積浸沒時數分布圖



c、八月累積浸沒時數分布圖



d、十一月累積浸沒時數分布圖

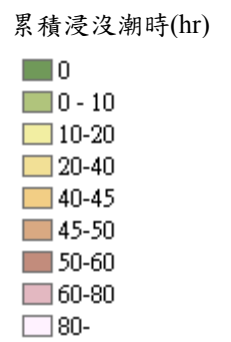
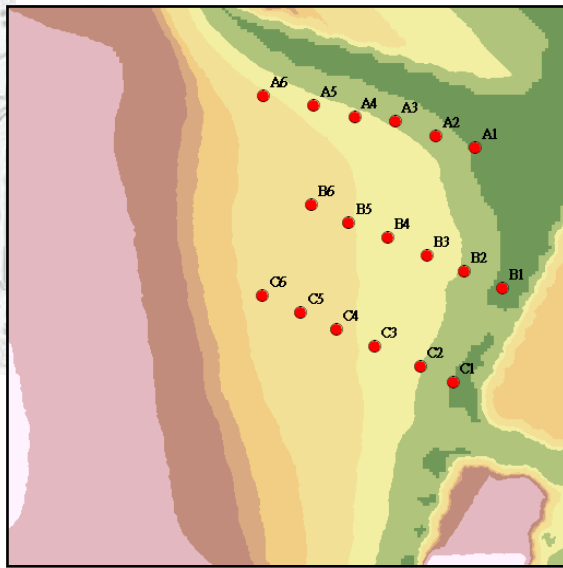


圖 14、麥寮地區之四季累積浸沒潮時變化圖

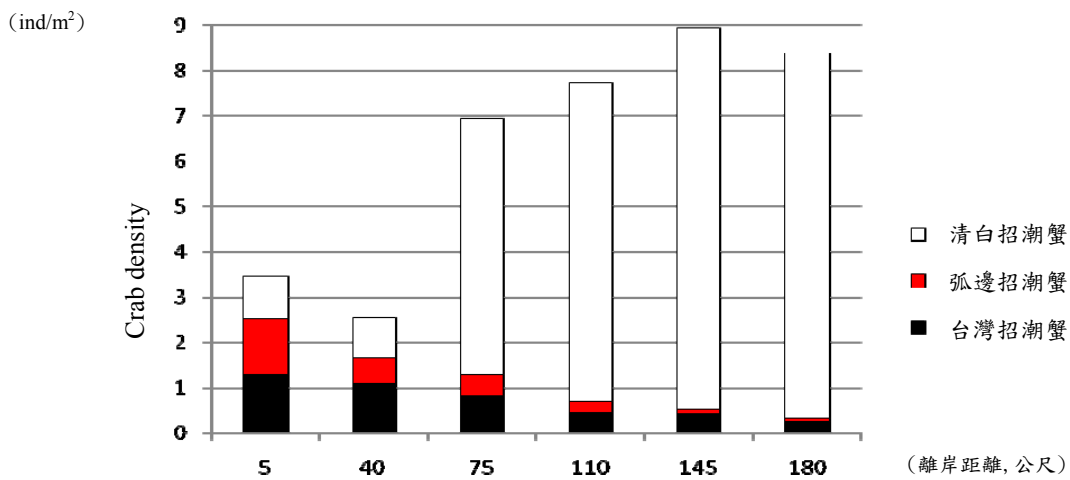


圖 15、三種招潮蟹之離岸距離與族群數量分布圖

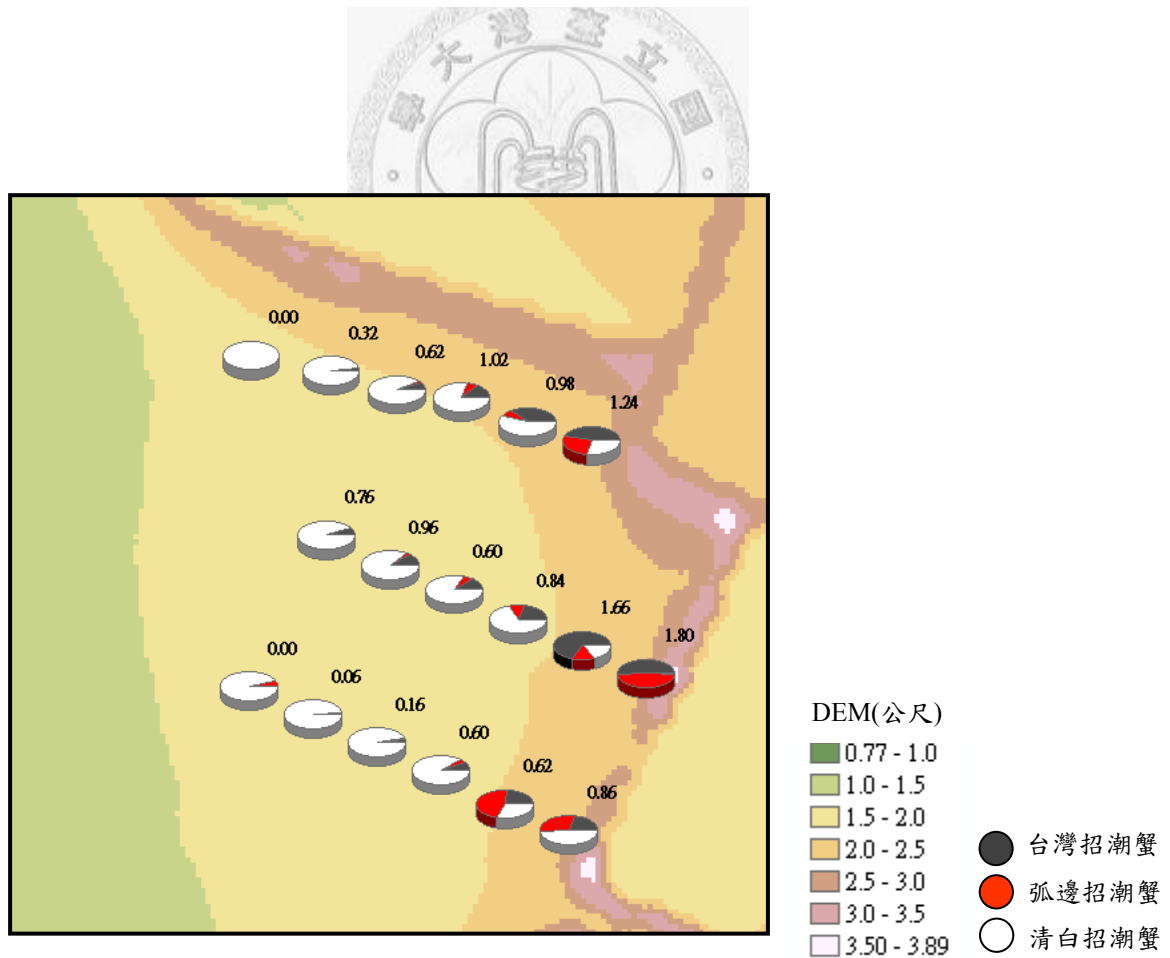


圖 16、台灣招潮蟹族群之空間高程分布圖，
數字表示為台灣招潮蟹族群密度(隻數/平方公尺)

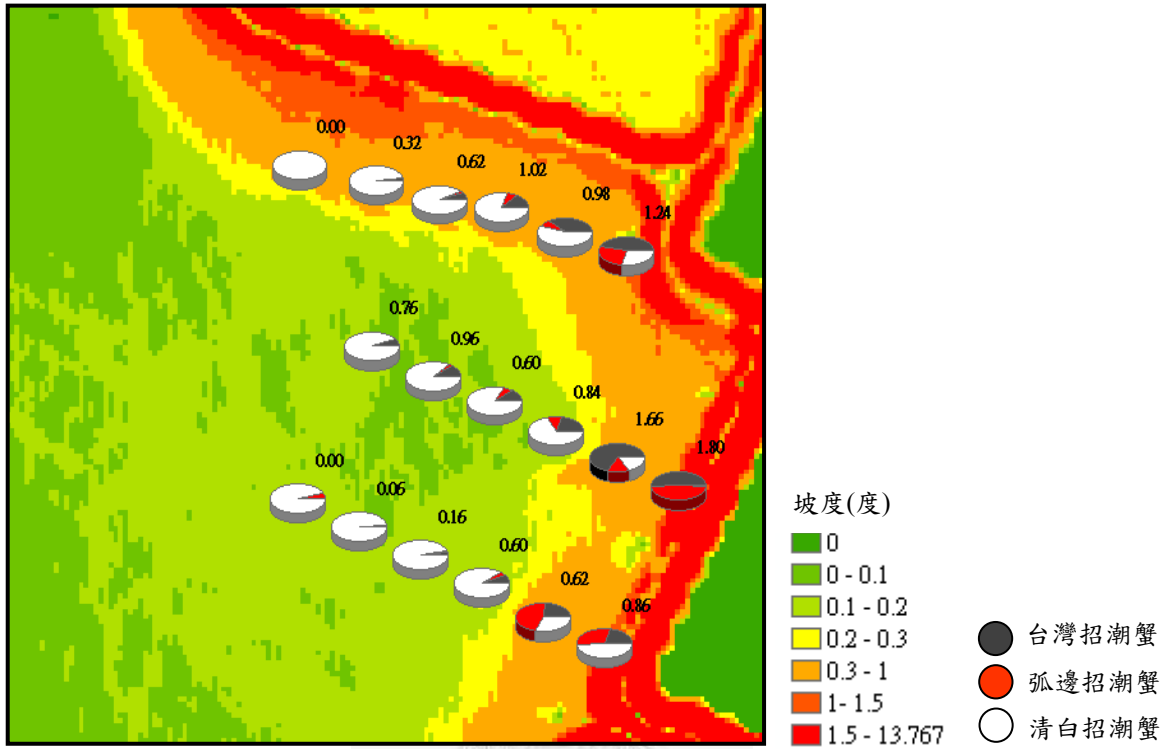


圖 17、台灣招潮蟹族群之坡度分布圖，
數字表示為台灣招潮蟹族群密度(隻數/平方公尺)

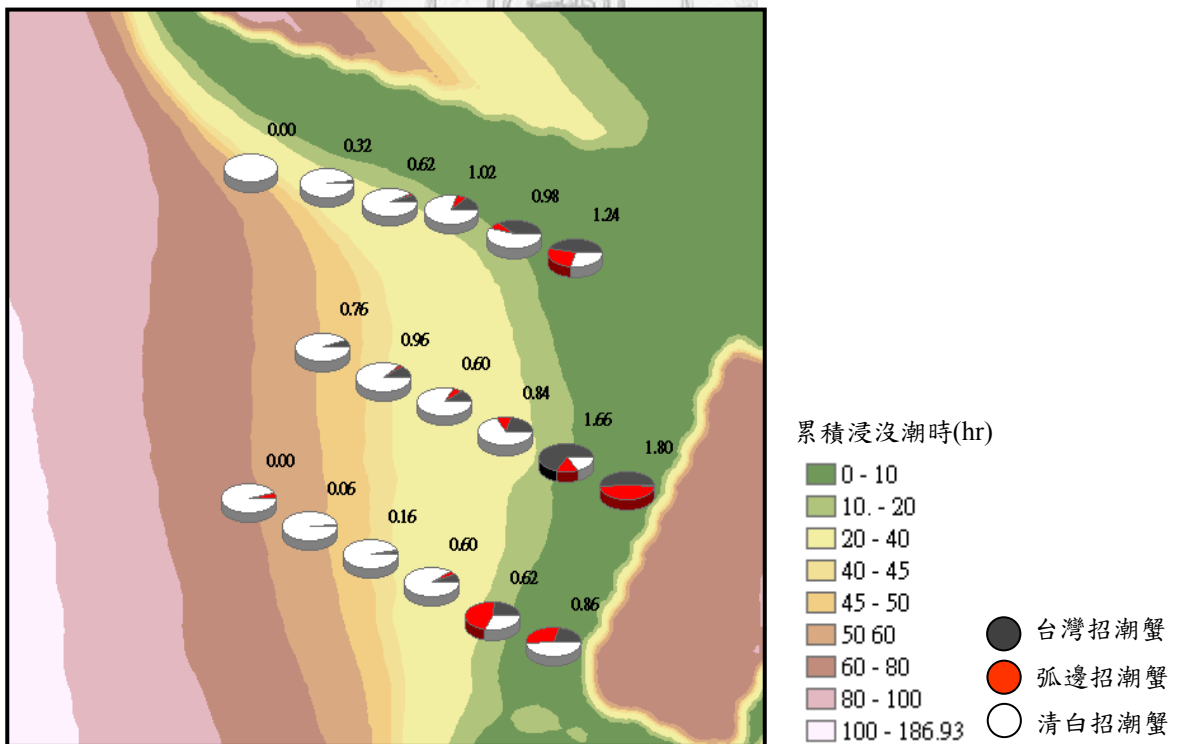
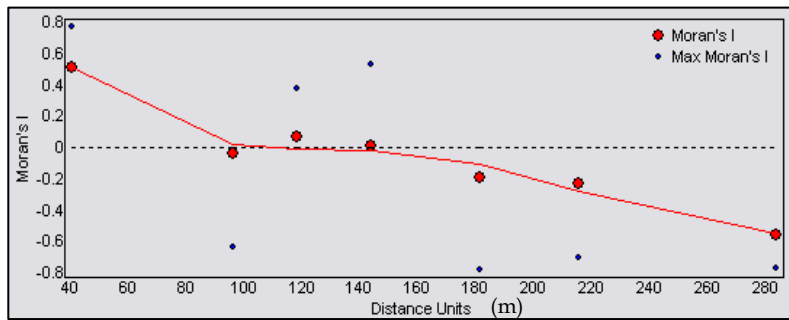


圖 18、台灣招潮蟹族群之累積浸沒潮時分布圖
數字表示為台灣招潮蟹族群密度(隻數/平方公尺)

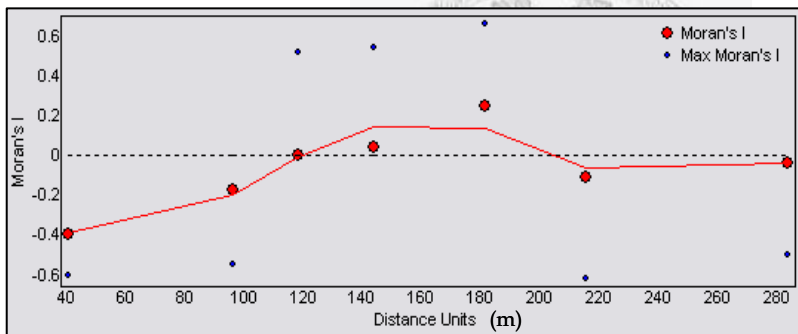
Crab density



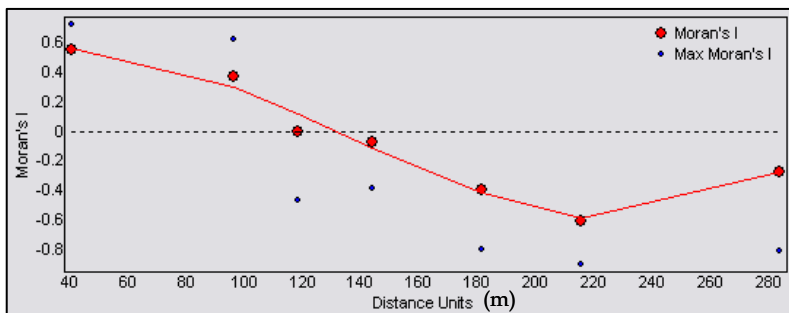
- Moran's I 均值
- Moran's I 最大值

圖 19、生物因子之空間自相關表現

Sorting coefficient



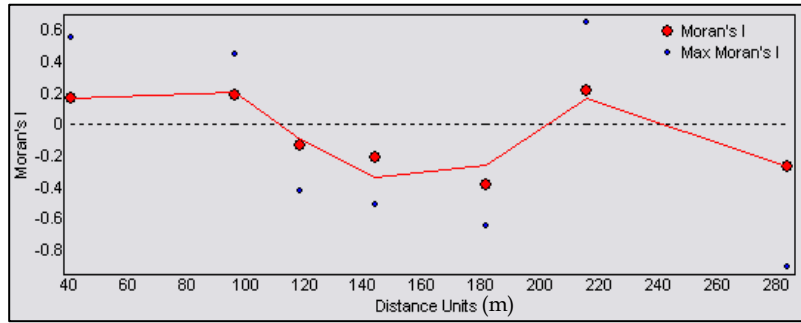
Inundated time



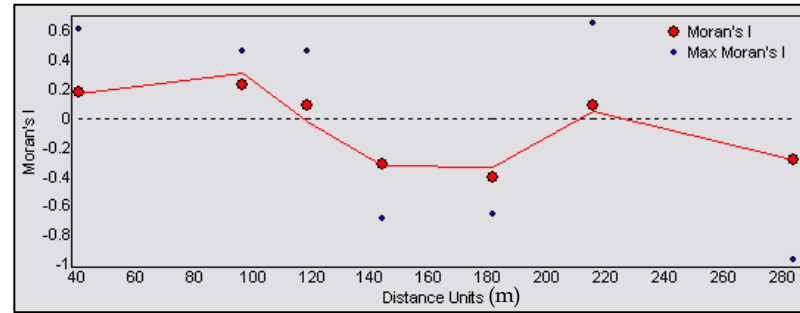
- Moran's I 均值
- Moran's I 最大值

圖 20a、兩環境因子之空間自相關表現

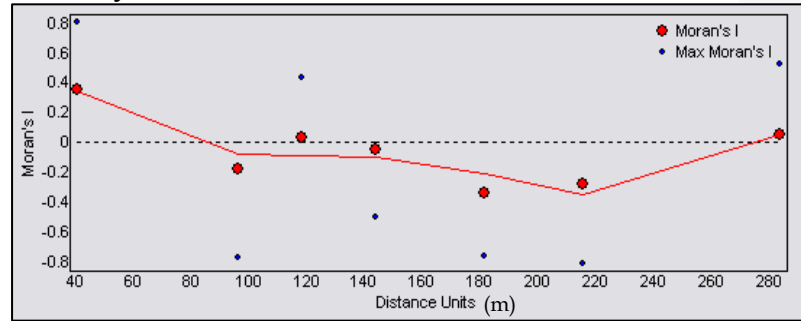
TOC



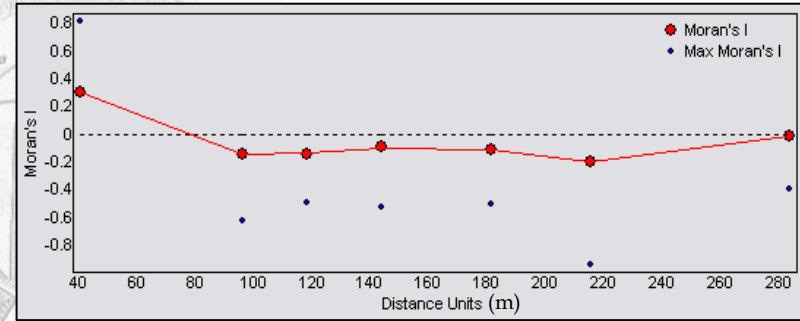
TN



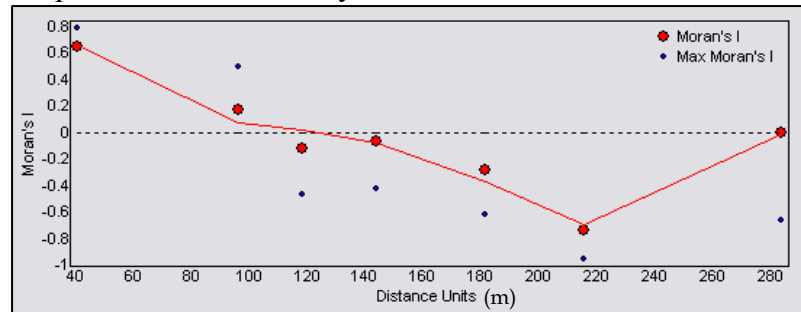
Silt/clay content



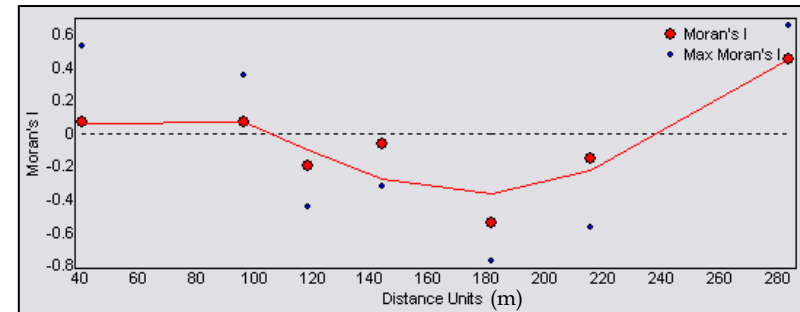
Grain



Depth of the oxidation layer



Water content



● Moran's I 均值
● Moran's I 最大值

圖 20b、六環境因子之空間自相關表現

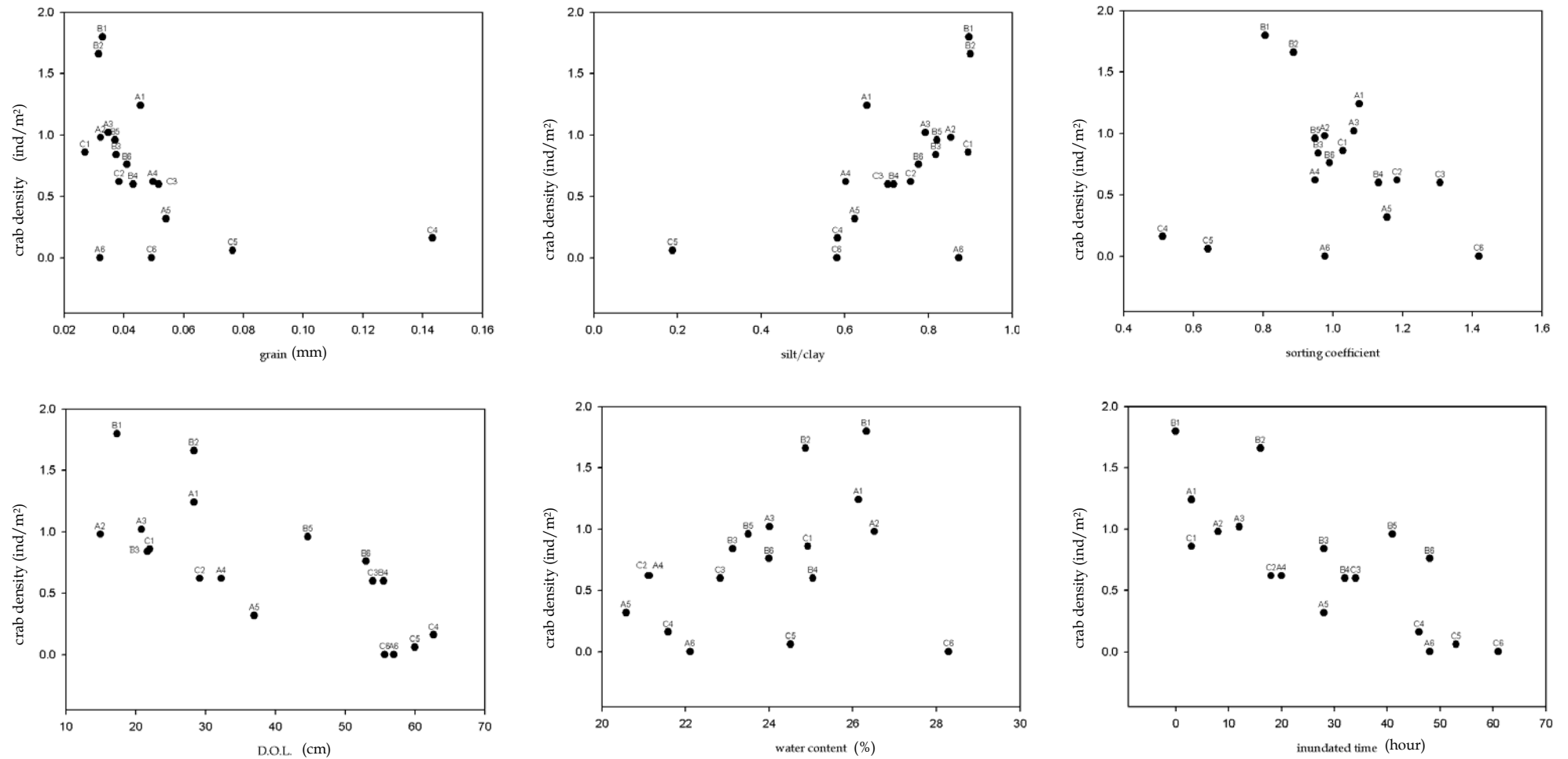


圖 21a、六項環境因子與台灣招潮蟹族群密度之散佈表現

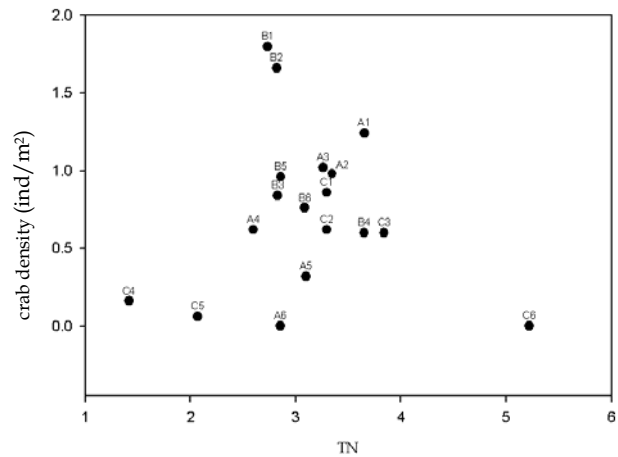
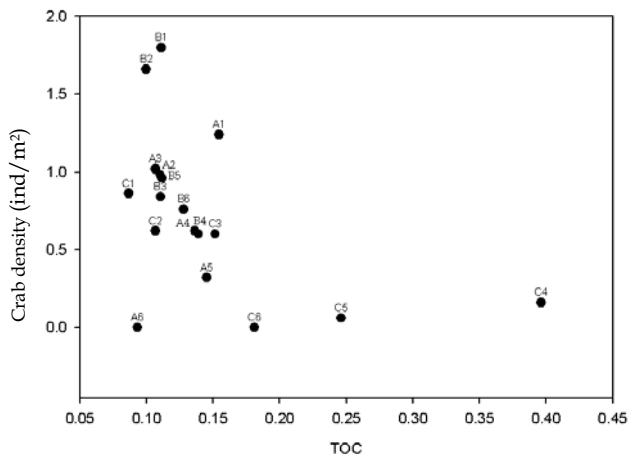


圖 21b、有機質與台灣招潮蟹族群密度之散佈表現

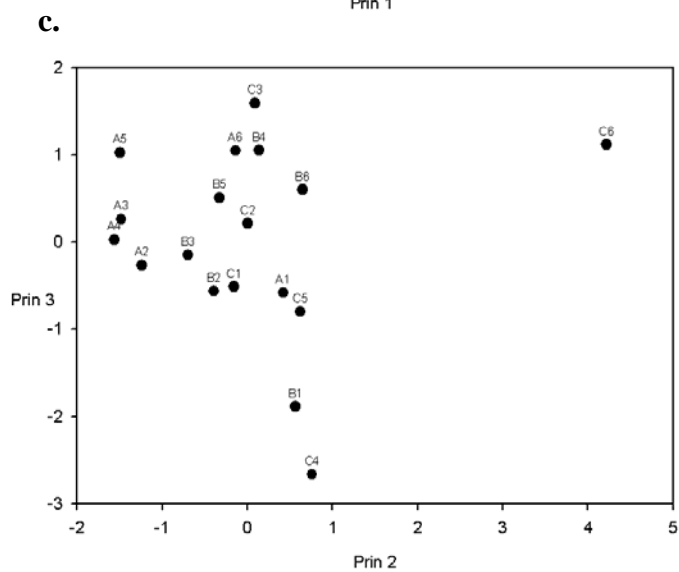
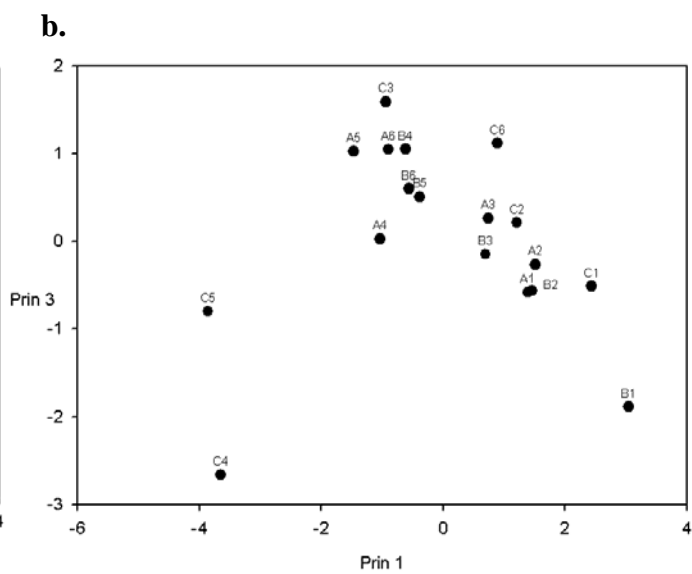
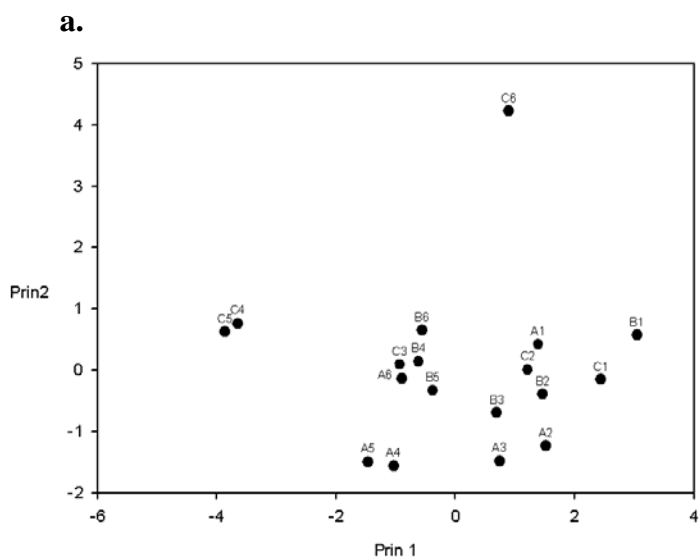


圖 22、樣點主成分分布圖

a、主成分一、二軸分布；

b、主成分一、三軸分布；

c、主成分二、三軸分布

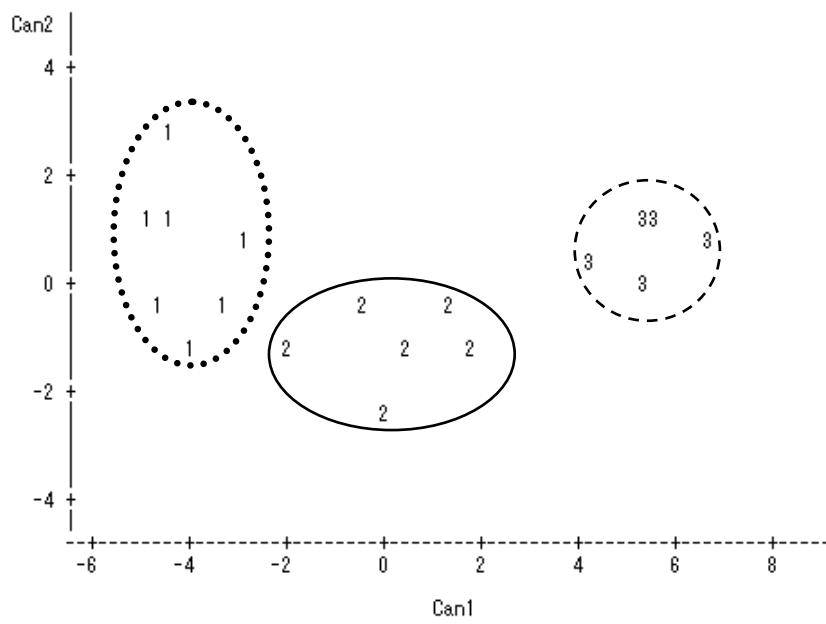


圖 23、三類棲地類型之典型變數分布，

1 為良好之台灣招潮蟹棲地；

2 為普級台灣招潮蟹棲地；

3 為劣級台灣招潮蟹棲地



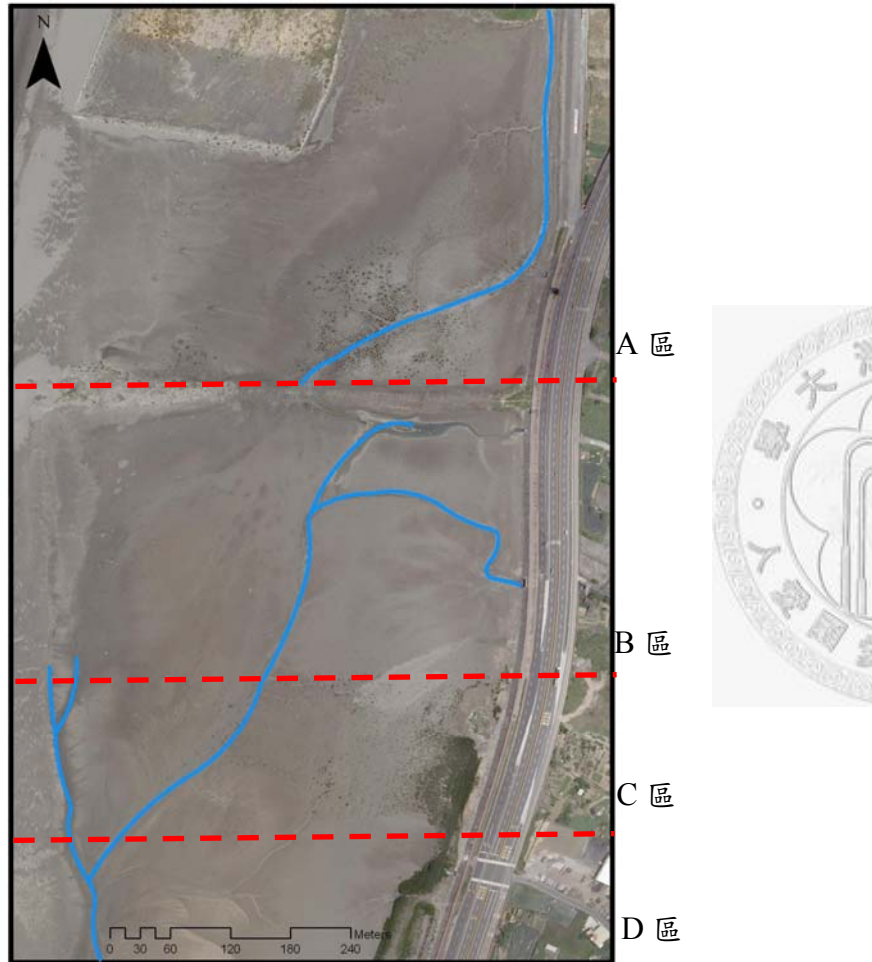
附錄一 GPS 樣點

樣點	經度(度)	緯度(度)
A1	120.22298	23.82596
A2	120.22261	23.82606
A3	120.22222	23.82619
A4	120.22184	23.82623
A5	120.22145	23.82633
A6	120.22098	23.82641
B1	120.22324	23.8247°
B2	120.22288	23.82485
B3	120.22253	23.82499
B4	120.22216	23.82515
B5	120.22179	23.82528
B6	120.22143	23.82544
C1	120.22278	23.82385
C2	120.22247	23.82399
C3	120.22204	23.82417
C4	120.22168	23.82432
C5	120.22134	23.82447
C6	120.22098	23.82462

附錄二 底質分析與蟹類表現結果(麥寮)

樣點	氧化層深(cm)	含水量(%)	粉泥/黏土含量	粒徑(mm)	篩選係數	全有機碳	全氮	累積浸沒時間(hr)	台灣招潮蟹密度(ind/m ²)	判別棲地類型
A1	28.33	26.139	0.652	0.046	1.076	0.36	0.09	3	1.24	1
A2	14.93	26.515	0.853	0.032	0.977	0.34	0.07	8	0.98	1
A3	20.83	24.010	0.792	0.035	1.061	0.32	0.07	12	1.02	1
A4	32.27	21.131	0.602	0.050	0.949	0.29	0.07	20	0.62	2
A5	37.00	20.576	0.624	0.054	1.155	0.25	0.07	28	0.32	2
A6	57.00	22.109	0.872	0.032	0.978	0.29	0.08	48	0.00	3
A區均值	31.73	23.41	0.733	0.041	1.033	0.31	0.07	19.83	0.70	
B1	17.33	26.321	0.896	0.033	0.806	0.44	0.10	0	1.80	1
B2	28.33	24.867	0.900	0.031	0.888	0.39	0.08	16	1.66	1
B3	21.67	23.124	0.817	0.037	0.958	0.35	0.08	28	0.84	2
B4	55.50	25.045	0.717	0.043	1.131	0.32	0.07	32	0.60	2
B5	44.67	23.500	0.820	0.037	0.950	0.35	0.07	41	0.96	2
B6	53.00	23.995	0.776	0.041	0.991	0.34	0.08	48	0.76	3
B區均值	36.75	24.48	0.821	0.037	0.954	0.37	0.08	27.50	1.10	
C1	22.00	24.922	0.895	0.027	1.028	0.40	0.09	3	0.86	1
C2	29.17	21.101	0.757	0.038	1.184	0.41	0.09	18	0.62	1
C3	54.00	22.823	0.703	0.052	1.308	0.27	0.08	34	0.60	2
C4	62.67	21.584	0.583	0.143	0.512	0.32	0.08	46	0.16	3
C5	60.00	24.510	0.188	0.076	0.642	0.25	0.07	53	0.06	3
C6	55.67	28.293	0.581	0.049	1.419	0.46	0.10	61	0.00	3
C區均值	47.25	23.87	0.618	0.064	1.016	0.35	0.08	35.83	0.38	
平均值	38.58	23.92	0.724	0.048	1.001	0.34	0.08	27.72	0.73	

附錄三 香山濕地(海山罟)樣點設計



由北至南分別為 A~D 區，藍色線代表潮溪分佈處。北側與南側各具一潮溪，北側與海山漁港連接，南側直接與台灣海峽連接。



圖中樣點為本研究所設置，根據謝(2005)所劃分之四研究區設置四條穿越線，圖中樣點分別為 A1~A6；B1~B6；C1~C6；D1~D6

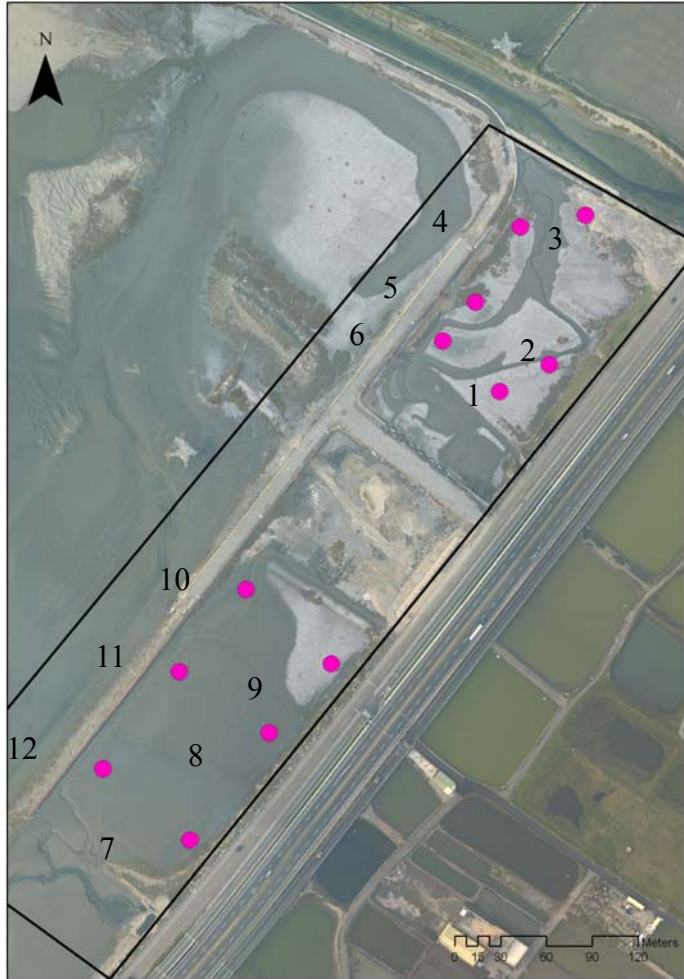
附錄三 底質分析結果(海山罟)

樣點	氧化層深(cm)	含水量(%)	粉泥/黏土含量	粒徑(mm)	篩選係數	全有機碳	全氮	累積浸沒時間(hr)	台招密度(ind/m ²)	判別棲地類型
A1	25.67	19.579	0.696	0.042	1.226	0.18	0.03	1	0.80	1
A2	32.33	19.972	0.689	0.039	1.757	0.14	0.02	63	0.04	2
A3	31.33	16.628	0.403	0.086	1.384	0.24	0.03	92	0.04	3
A4	54.67	16.989	0.321	0.089	1.303	0.05	0.01	95	0.00	3
A5	25.33	21.880	0.667	0.040	1.347	0.12	0.02	71	0.00	3
A6	38.67	22.506	0.654	0.046	1.530	0.26	0.04	51	0.04	2
A 區平均	34.67	19.592	0.572	0.057	1.424	0.17	0.02	62.17	0.15	
B1	40.83	20.794	0.396	0.065	1.241	0.59	0.07	13	0.08	1
B2	43.67	20.530	0.373	0.074	1.273	0.38	0.05	35	0.00	1
B3	30.00	22.670	0.539	0.049	1.383	0.37	0.04	39	0.00	1
B4	37.67	23.635	0.555	0.051	1.443	0.18	0.03	46	0.02	2
B5	48.00	20.316	0.201	0.095	0.860	0.25	0.03	47	0.00	2
B6	45.00	18.976	0.279	0.072	1.237	0.25	0.04	47	0.00	2
B 區平均	40.86	21.154	0.390	0.068	1.239	0.34	0.04	37.83	0.02	
C1	12.00	19.932	0.011	0.212	0.389	0.31	0.04	35	0.00	2
C2	42.17	21.345	0.534	0.053	1.296	0.21	0.03	54	0.00	2
C3	60.67	19.100	0.159	0.108	0.804	0.06	0.01	60	0.00	2
C4	49.50	18.834	0.092	0.124	0.690	0.05	0.01	49	0.00	2
C5	44.33	23.008	0.343	0.075	1.158	0.05	0.01	65	0.00	2
C6	58.67	22.976	0.424	0.068	1.287	0.08	0.02	60	0.00	2
C 區平均	44.56	20.866	0.260	0.107	0.938	0.13	0.02	53.83	0.00	

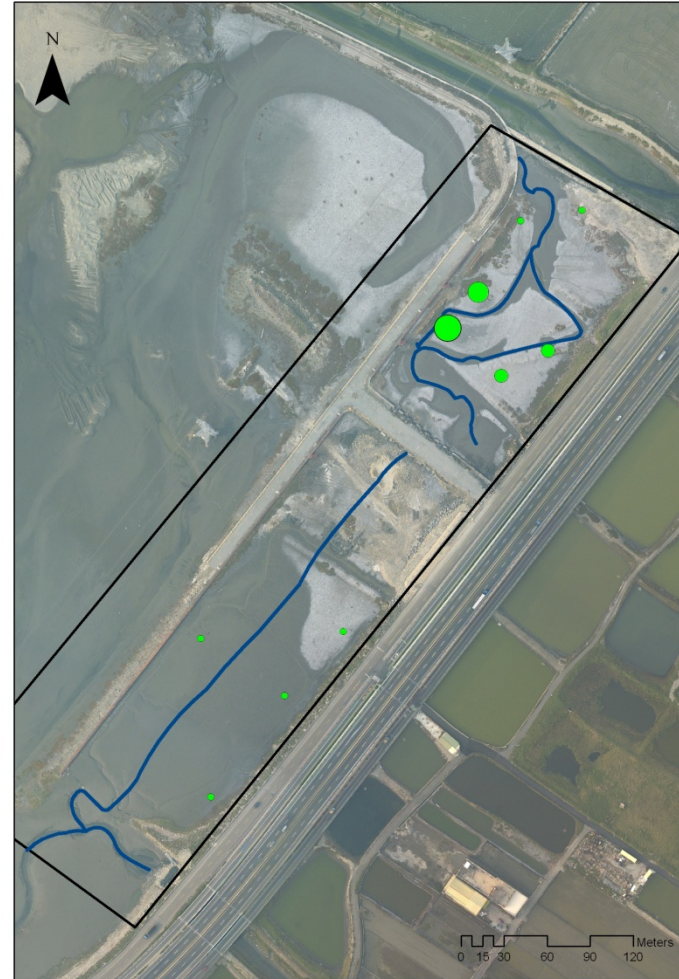
D1	50.50	19.611	0.035	0.174	0.481	0.20	0.02	35	0.20	2
D2	21.00	20.956	0.016	0.166	0.369	0.21	0.02	57	0.06	2
D3	38.67	18.025	0.295	0.086	1.356	0.13	0.02	60	0.14	2
D4	49.67	21.682	0.342	0.073	1.297	0.08	0.01	49	0.00	2
D5	68.33	18.116	0.002	0.186	0.237	0.08	0.01	71	0.00	2
D6	70.00	16.764	0.002	0.183	0.305	0.06	0.01	81	0.00	3
D 區平均	49.69	19.192	0.115	0.145	0.674	0.13	0.01	58.83	0.07	
總平均	42.44	20.201	0.334	0.094	1.069	0.19	0.02	53.17	0.06	



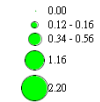
附錄四 伸港灘地樣點設計



圖中為本研究所劃設之樣點，樣點 1-6 為 UF1 棲地；
樣點 7-12 為 UF2 棲地



台灣招潮蟹密度(ind/m²)



藍色線條代表潮溪分布處，綠色圓圈代表台灣招潮蟹族群密度

附錄四 底質分析結果(伸港)

棲地	樣點	氧化層深 (cm)	含水量 (%)	粉泥/黏土 含量	粒徑 (mm)	篩選係數	全有機碳	全氮	累積浸沒時間 (hr)	台招密度 07 (ind/m ²)	台招密度 08 (ind/m ²)	判別棲地 類型
UF1	1	60.00	21.565	0.911	0.015	1.570	0.530	0.095	9.81	0.00	0.56	1
UF1	2	48.05	21.971	0.774	0.033	1.526	0.504	0.093	19.14	0.04	0.34	1
UF1	3	32.23	24.036	0.739	0.023	1.891	0.654	0.104	9.88	0.00	0.14	1
UF1	4	60.00	18.196	0.718	0.044	1.525	0.400	0.076	12.23	0.00	0.12	1
UF1	5	33.90	26.323	0.825	0.035	1.135	0.647	0.103	9.87	0.12	1.16	1
UF1	6	60.00	29.065	0.870	0.025	1.370	0.723	0.122	14.86	0.00	2.20	1
UF1	平均值	49.03	23.526	0.806	0.029	1.503	0.576	0.099	12.63	0.03	0.75	
UF2	7	60.00	21.368	0.558	0.038	1.888	0.290	0.058	33.74	0.06	0.12	1
UF2	8	0.00	18.295	0.638	0.038	2.169	0.416	0.068	20.56	0.00	0.16	1
UF2	9	60.00	18.845	0.569	0.045	2.042	0.525	0.086	19.83	1.60	0.12	1
UF2	10	43.30	24.951	0.510	0.049	1.999	0.460	0.077	12.31	0.34	0.00	1
UF2	11	55.55	23.227	0.611	0.036	1.866	0.347	0.067	43.42	0.04	0.16	2
UF2	12	21.75	19.350	0.564	0.034	2.118	0.272	0.058	62.24	0.12	0.00	2
UF2	平均值	40.10	21.006	0.575	0.040	2.014	0.385	0.069	32.02	0.36	0.09	
總平均		44.57	22.27	0.69	0.03	1.76	0.48	0.08	22.32	0.20	0.42	

附錄五 嵌塊體的意義

生態運用意義	原則內容	圖示
滅絕物種數	嵌塊體過小或棲地品質太差，容易使得物種區域滅絕的機率增大。	
棲地多樣性	一個大的嵌塊體有更多的棲地，所以大嵌塊體會比小的嵌塊體包含更多數量的物種，不容易造成滅絕。	
阻隔干擾	將一個大的嵌塊體分成較小的嵌塊體，可阻隔某些干擾的擴散。	

生態運用意義	原則內容	圖示
邊緣棲地及物種	將一個較大的嵌塊體分成較小的嵌塊體，可增加邊緣棲地。因此吸引更多的物種族群體，使得某些物種在數量上的增加。這種現象廣泛且常見於景觀中。	
內部棲地及物種	將一個較大的嵌塊體分成較小的嵌塊體，會改變內部棲地。並影響內部族群的大小和數量的減少。因此嵌塊體的適當大小，常是保育考量的重點。	
區域滅絕率	對於一個特定物種，通常在較大的嵌塊體比小的嵌塊體有較大的群體。也使得較大的嵌塊體較不容易發生區域性滅絕。	