

目錄

台灣東部沿岸三種鶴鱗（扁鶴鱗、叉尾鶴鱗及鱷形叉尾鶴鱗）之體長與生殖 參數研究.....黃文彬、簡僑均	291
台灣水鹿族群密度估算方法評估...范震華、林宗以、張書德、楊書懿、翁國精	309
太麻里研究中心闊葉樹混植造林地內三種草食獸之族群監測.....劉一新	323
涉禽對晒池魚塭之利用—以七股地區虱目魚及文蛤養殖為例...黃書彥、薛美莉	339
臺灣西北部桃園觀新藻礁與北海岸藻礁重金屬含量分析.....劉靜榆	355
應用遙測技術評估玉山國家公園植生之退化潛勢.....黃靜宜、林文和	379
歸化的臺灣禾草—羽絨狼尾草的確認.....林哲宇、陳志輝	393
台灣菊科的新紀錄植物—山蟛蜞菊.....鐘詩文、許天銓	399
香港綬草(蘭科)：台灣新紀錄種.....許天銓、鐘詩文	405

行政院農業委員會特有生物研究保育中心 編印
Published by Endemic Species Research Institute,
Council of Agriculture, Taiwan, R. O. C.



GPN : 2009900002
定價：新台幣100元整

台灣生物多樣性研究 Taiwan Journal of Biodiversity

第 16 卷第 4 期 | 中華民國103年10月
Vol.16, No.4 | October 2014





封面圖說／
新康橫斷路線上的台灣水鹿族群

(翁國精 攝)

台灣生物多樣性研究

(原為《特有生物研究》半年刊，2010年元月起更名，並以季刊發行)

發行人／方國運
總編輯／鄭錫奇

執行編輯／(依姓氏筆劃序)
何健銘、林瑞興、林春富、許再文
陳志輝、張仕緯、張和明、詹芳澤
蔡奇立、劉靜榆、薛美莉

編輯諮詢委員／(依姓氏筆劃序)
于宏燦、方力行、王 穎、王震哲
王 鑫、呂光洋、呂福原、李玲玲
汪靜明、周昌弘、吳忠宏、吳錫圭
吳繼光、邵廣昭、林幸助、林曜松
郭城孟、陳明義、陳章波、許建昌
張清風、黃 生、游祥平、彭鏡毅
楊平世、楊政川、廖一久、裴家騏
趙榮台、劉小如、蔡住發、鄭蕙燕
歐辰雄、蔣鎮宇

英文編輯／金恒鏞
出版編輯／蔡奇立

出版／農委會特有生物研究保育中心
住址／南投縣集集鎮55244民生東路1號
電話／049-2761331 轉 315
網址／<http://www.tesri.gov.tw>
印刷／綠凌興業社
出版日期／中華民國 103 年 10 月
創刊日期／中華民國 88 年元月
出版登記／局版台誌第 10207 號

定價／新台幣 100 元整
展售處／
五南文化廣場 04-22260330
台中市中山路2號
國家書店松江門市 02-25180207
台北市松江路209號1樓
國家網路書店
<http://www.govbooks.com.tw>
特有生物研究保育中心消費合作社
南投縣集集鎮民生東路1號
049-2762490

Taiwan Journal of Biodiversity

(Continuation of former journal of “Endemic Species Research”, 1999-2009)

Publisher / Kuo-Yun Fang
Editor-in-chief / Hsi-Chi Cheng

Executive Editors /
Jen-Zon Ho, Ruey-Shing Lin,
Chun-Fu Lin, Tsai-Wen Hsu,
Chih-Hui Chen, Shih-Wei Chang
Ho-Ming Chang, Fang-Tse Chan,
Chi-Li Tsai, Ching-Yu Liou,
May-Li Hshiu

Editorial Board /
Hon-Tsen Yu, Lee-Shing Fang,
Ying Wang, Jenn-Che Wang,
Shin Wang, Kuang-Yang Lue,
Fu-Yuan Lue, Ling-Ling Lee,
Ching-Ming Wang, Chang-Hung Chou,
Homer C. Wu, Shi-Kuei Wu,
Chi-Guang Wu, Kwang-Tsao Shao,
Hsing-Juh Lin, Yao-Sung Lin,
Chen-Meng Kuo, Ming-Yih Chen,
Chang-Po Chen, Chien-Chang Hsu,
Ching-Fong Chang, Shong Huang,
Hsiang-Ping Yu, Ching-I Peng,
Ping-Shih Yang, Jeng-Chuan Yang,
I-Chiu Liao, Kurtis Jai-Chyi Pei,
Jung-Tai Chao, Lucia Liu Severinghaus,
Chu-Fa Tsai, Huei-Yann Joann Jeng,
Chern-Hsiung Ou, Tzen-Yuh Chiang

English Editor / Hen-Biau King
Publication Editor / Chi-Li Tsai
Published by Endemic Species Research Institute
1 Ming-Shen E. Road, Jiji, Nantou 55244,
Taiwan, R.O.C.
Tel: 886-49-2761331 ext. 315
<http://tesri.tesri.gov.tw>

Published Date: October 2014

GPN: 2009900002
ISSN: 2076-6971

Contents

Body lengths and reproductive parameters of three needlefishes, <i>Ablennes hians</i> , <i>Tylosurus acus melanotus</i> , and <i>T. crocodilus crocodilus</i> , in coastal waters of eastern Taiwan.....	Wen-Bin Huang* and Ciao-Jyun Jian	291
An evaluation of population density estimation methods for Formosan sambar (<i>Rusa unicolor swinhoii</i>).....	Chen-Hua Fan ¹ , Chung-Yi Lin ² , Shu-De Teo ¹ , Shu-Yi Yang ¹ and Guo-Jing Weng ^{1*}	309
Population monitoring of three herbivores in a hardwood mixed plantation of Taimali Research Center, TFRI.....	I-Hsin Liu*	323
Utilization of aquaculture ponds by wading birds during the draining period—a case study on milkfish and hard clam ponds in Qigu Area.....	Shu-Yen Huang* and Mei-Li Hsueh	339
Heavy metal contents in algal reef coasts in Taoyuan Guansin of northwest Taiwan and north coast of Taiwan.....	Ching-Yu Liou*	355
Estimating the potential of vegetation degradation using remote sensing in Yushan National Park of Taiwan.....	Jing-Yi Huang ^{1,*} and Wen-ho Lin ²	379
Confirmation of a naturalized grass (Poaceae) in Taiwan, <i>Pennisetum setaceum</i> (Forssk.) Chiov.....	Che-Yu Lin ¹ and Chih-Hui Chen ^{2,*}	393
<i>Wollastonia montana</i> (Blume) DC. (Asteraceae), a newly recorded plant in Taiwan	Shih-Wen Chung ¹ and Tian-Chuan Hsu ^{2,*}	399
<i>Spiranthes hongkongensis</i> (Orchidaceae): Newly recorded from Taiwan.....	Tian-Chuan Hsu ¹ and Shih-Wen Chung ^{2*}	405

台灣東部沿岸三種鶴鱵（扁鶴鱵、叉尾鶴鱵及鱷形叉尾鶴鱵）之體長與生殖參數研究

Body lengths and reproductive parameters of three needlefishes, *Ablennes hians*, *Tylosurus acus melanotus*, and *T. crocodilus crocodilus*, in coastal waters of eastern Taiwan

黃文彬* 簡僑均

Wen-Bin Huang* and Ciao-Jyun Jian

國立東華大學自然資源與環境學系 97401 花蓮縣壽豐鄉大學路二段一號

Department of Natural Resources and Environmental Studies, National Dong Hwa University, Hualien, Taiwan

*通訊作者：bruce@mail.ndhu.edu.tw

*Corresponding author: bruce@mail.ndhu.edu.tw

摘 要

扁鶴鱵、叉尾鶴鱵及鱷形叉尾鶴鱵均為溫、熱帶海域表層洄游之鶴鱵科魚類。本研究於 2009 年 2 月至 2010 年 6 月間，於台灣東部七星潭與石梯坪海域，利用定置網採集該 3 種魚類樣本。為還原因長吻易斷而無法測量之標準體長，本研究建立此 3 種鶴鱵軀幹長與標準體長關係式，而此關係式不受性別與採集水域之影響。扁鶴鱵、叉尾鶴鱵及鱷形叉尾鶴鱵上下頷均完整而可測量標準體長之樣本，占本研究該種總樣本比例，分別為 36.11、53.07 及 91.30 %，還原後標準體長範圍分別為 47.5-89.9、53.3-88.9、43.3-116.6 cm。該 3 種鶴鱵雌魚之平均標準體長均大於雄魚。本研究亦估算此 3 種鶴鱵之體長與體重關係式，而此等關係式會因魚種之不同而出現性別與採集水域影響之差異。叉尾鶴鱵生殖腺指數(GSI)、肝體指數(HSI)和肥滿度(CF)等生殖參數會受到性別和/或採樣區之顯著影響，但是扁鶴鱵與鱷形叉尾鶴鱵則否。由 GSI、HSI 及 CF 之月別變化來推測，叉尾鶴鱵在台灣東部沿岸之生殖季至少在 4 月到 6 月，扁鶴鱵至少在 2 月到 5 月，惟鱷形叉尾鶴鱵因樣本過

少而無法判定。性比(SR)在扁鶴鱗顯著較高(58.5 %), 然而叉尾鶴鱗(41.3 %)與鱷形叉尾鶴鱗(39.6 %)則均較低, 但僅前者達顯著水準。雖然如此, 此 3 種鶴鱗之性比均有隨體長之增加而有增高的現象發生。

Abstract

Flat needlefish, *Ablennes hians*, keel-jawed needle fish, *Tylosurus acus melanotus*, and hound needlefish, *T. crocodilus crocodilus*, are common migratory pelagic Belonidae fish in the temperate and tropical waters. These three needlefishes were collected from February 2009 to June 2010 using set nets in coastal waters of Chishingtan and Shihtiping in eastern Taiwan. Relationships between body lengths and standard lengths (SLs) were investigated in this study because SLs are often unmeasurable due to the fish's long slender jaw that can easily break during capture. The relationship was unaffected by gender and habitat waters. Percentages of *A. hians*, *T. acus melanotus*, and *T. crocodilus crocodilus* individuals with complete long slender jaws and SLs measured in the samples of this study were 36.11, 53.07, and 91.30 %, respectively. Ranges of the estimated SLs for these three needlefishes were 47.5-89.9, 53.3-88.9, and 43.3-116.6 cm, respectively. Mean SLs of females were larger than those of males for all three needlefishes. Relationships between SL and body weight (BW) were estimated, and the effects of gender and habitat waters significantly varied among species. As to the reproductive parameters, the gonadosomatic index (GSI), hepatosomatic index (HSI), and condition factor (CF) were significantly affected by gender and/or habitat waters for *T. acus melanotus* but not for *A. hians* and *T. crocodilus crocodilus*. From the monthly variations of the GSI, HSI and CF, the reproductive season was estimated at least from April to June for *T. acus melanotus*, at least from February to May for *A. hians*, but was not clear for *T. crocodilus crocodilus* due to insufficient samples. The sex ratio (SR) was significantly higher in *A. hians* (58.5 %), but lower in *T. acus melanotus* (41.3 %) and *T. crocodilus crocodilus* (39.6 %), and only that of *T. acus melanotus* reached significance. However, SR was found to increase with SL in all three needlefishes.

關鍵詞：體長體重關係、生殖腺指數、肝體指數、肥滿度、性比、生殖季節

Key words: body length-weight relationship, gonadosomatic index, hepatosomatic index, condition factor, sex ratio, spawning season

收件日期：2014 年 04 月 14 日 接受日期：2014 年 06 月 24 日

Received: April 14, 2014

Accepted: June 24, 2014

前 言

鰻 鱺 科 (Belonidae) 魚 類， 英 文 名 為 needlefishes，在台灣俗稱為學仔或青旗等，在分類學上屬鰻鱺目(Beloniformes)(沈 1993)。鰻鱺科魚類的魚體外型大多細而長且呈圓柱或側扁，雙頷延長如針狀且上頷略短，每側具細齒且外側有一行稀疏之大犬齒(沈等 1993)；體色背部藍綠色、腹部銀白，背鰭與臀鰭位置相對，胸鰭及腹鰭短小(Collette 1999)。除鰻鱺科外，在鰻鱺目內尚有鱺科(Hemiramphidae)、秋刀魚科(Scomberesocidae)、飛魚科(Exocoetidae)及異鱗科(Adrianichthyidae)等 4 科(Nelson 2006)。其中，由 DNA 序列發現，與鰻鱺科親緣關係最相近的是秋刀魚科，並且只有下頷延長的鱺科不是鰻鱺科之幼型滯留(paedomorphic)(Lovejoy 2000; Lovejoy *et al.* 2004)。

鰻鱺科魚類主要分布於溫帶至熱帶之海域，例如日本、台灣、澳洲、巴基斯坦、印度及東南亞國家等水域，但是在南美洲及東南亞河流之淡水或半淡鹹水域中亦可捕獲(Collette 1999; Nelson 2006)。目前，全世界之鰻鱺科魚類共有 10 屬 34 種(Nelson 2006)，而在較新的台灣魚類資料庫世界魚類分類階層樹狀名錄中則記錄有 11 屬 50 種(邵 2014)。在台灣之記錄有 4 屬 7 種(沈 1993)，分別為扁鰻針魚屬 *Ablennes* (扁鰻鱺 *A. hians*)、寬尾鰻針魚屬 *Platybelone* (寬尾鰻鱺 *P. argalus platyura*)、柱鰻針魚屬 *Strongylura* (鰻鱺 *S. anastomella*、台灣圓尾鰻鱺 *S. leiura* 及圓尾鰻鱺 *S. strongylura*)、圓鰻針魚屬 *Tylosurus* (叉尾鰻鱺 *T. acus melanotus* 及鱷形叉尾鰻鱺 *T. crocodilus crocodiles*)。該 7 種鰻鱺科魚類，在台灣北部(含東北部)之沿岸均可發現其蹤跡，而其中屬於全

台沿岸(不含離島)分布的種類有扁鰻鱺、台灣圓尾鰻鱺、叉尾鰻鱺及鱷形叉尾鰻鱺等 4 種；就出現頻度而言，以扁鰻鱺、鰻鱺、台灣圓尾鰻鱺及叉尾鰻鱺等 4 種為常見種，而寬尾鰻鱺、圓尾鰻鱺及鱷形叉尾鰻鱺等 3 種則為罕見種(沈 1984, 1990, 1993; 陳和于 1993; 邵 2014)。

鰻鱺科魚類通常由定置網、流刺網、手拋網、圍網或手釣等漁法所捕獲(Collette 1999; Nelson 2006)。在國外，鰻鱺科魚類主要以圍網方式捕獲(Uckun *et al.* 2004; Samsun *et al.* 2006)。在台灣，主要以定置網、流刺網及手釣等方式捕獲(邵 2014)。由於全台灣約有 75 % 之定置網設置在東部(盧 2006)，所以目前鰻鱺科魚類在台灣東部沿岸以定置網捕捉為大宗，西部則以流刺網捕獲量相對較大。此外，手釣鰻鱺科魚類之旺季為夏季(邵 2014)。由於鰻鱺科魚類之魚體內通常有寄生蟲存在(Tavares *et al.* 2004; Mohammed *et al.* 2006)，並且多刺肉少，所以價格低廉，較少在一般魚市場銷售，而經常於卸魚場拍賣後直接作為餌料利用。

目前，在國外有關研究鰻鱺科魚類之漁業生物學文獻很多，然而由於商業漁獲之重要性因素，科學研究的重心則集中在具經濟價值之鰻針魚 *Belone belone* (Uckun *et al.* 2004; Samsun *et al.* 2006)。目前已經瞭解，鰻針魚在黑海及 Izmir 灣中被捕獲之雄雌魚性比均約為 2 : 1，但此魚的成熟體長會因地區之不同而異，例如在 Izmir 灣中最小成熟雌魚之尾叉長(fork length)為 30.4 cm，而在黑海中雌魚全長(total length)達到 38.8 cm 始成熟(Uckun *et al.* 2004; Samsun *et al.* 2006)。鰻針魚雌魚之平均體長大於雄魚(Dorman 1989)。鰻針魚之產卵期與產卵數會因在不同水域棲息而異，例如在土

耳其鄰近之黑海中，鰻針魚之產卵期為 5-9 月，孕卵數為 0.8-5.0 萬顆(Samsun *et al.* 2006)；在 Izmir 灣中，鰻針魚之產卵期為 3 月底至 4 月初，孕卵數為 0.1-2.0 萬顆(Uckun *et al.* 2004)。在南愛爾蘭科特麥克謝裏(Courtmacsherry)灣中，鰻針魚之產卵期 6 月(Dorman 1989)；在瑞典西岸及 Baltic 海中，鰻針魚之產卵期分別為 8-9 月及 5-6 月，孕卵數為 0.2-1.0 萬顆(Dorman 1991)。除鰻針魚外，其他鰻鰻科魚類的研究頗為零星，例如：在大西洋鰻鰻 *Strongylura marina* 之鰻型運動(anguilliform locomotion)研究中發現，該魚的游速為 0.25-2.0 全長/秒(Liao 2002)。淡水東南亞鰻鰻 *Xenentodon cancila* 之卵直徑約為 3 mm，在 27 °C 下孵化期為 7-8 天，最大年齡可達 6 歲(Foster 1973)。

鰻鰻科魚類雖為可食用魚類(沈 1984)，但是在台灣對該科魚類之相關研究文獻很少，甚至連其漁獲量在「中華民國台灣地區漁業統計年報」中亦尚未見有項目和紀錄。在台灣沿岸常見的鰻鰻科魚類，如在東部沿岸漁產量頗為豐富的扁鰻鰻與叉尾鰻鰻等 2 種魚類，目前在相關漁業生物學上尚無研究文獻或紀錄。目前，僅有少數的碩士論文內文中零星記載，例如在探討不同定置漁場之優勢魚種變動時指出，大部分東、南部定置漁場於夏、秋季可捕獲叉尾鰻鰻(高 2007；姜 2009)，而部份定置漁場(宜蘭東澳新協發漁場)於冬、春季可捕獲鰻形叉尾鰻鰻(高 2007)。叉尾鰻鰻在宜蘭縣新協發漁場之漁期為 11-12 月及 4-5 月，在花蓮縣佳豐定置漁場為 11-12 月(高 2007)；而在屏東縣滿豐定置漁場之漁期為 3-6 月，在花蓮縣長春定置漁場為 11 月及 4-6 月(姜 2009)。另外，在生殖生物學方面，目前僅有一篇文獻探究台灣小琉球海域之叉尾鰻鰻生殖特性(Liao and Chang 2011)。其研究結果指出，叉尾鰻鰻

雌魚之產卵模式為分批同步成熟型(group-synchronous)，在小琉球海域全年雄、雌魚之性比為 1:1，性成熟體長分別為 56.8、53.3 cm，產卵期為 4-8 月，孕卵數為 1.4-5.6 萬顆，單次產卵數為 0.1-2.5 萬顆，並且產卵數會隨體重增加而增多。除叉尾鰻鰻及鰻形叉尾鰻鰻等兩種鰻鰻科魚類外，在台灣可發現之另 5 種鰻鰻科魚類相關之基礎生物學研究或生殖季記錄，尙付之闕如。

在台灣東部沿岸定置網漁業中，常見且捕獲量較大的鰻鰻科魚類有扁鰻鰻與叉尾鰻鰻等 2 種，而鰻形叉尾鰻鰻常常與此 2 種鰻鰻同時被捕而常見於定置網漁獲物中，惟其被捕獲之尾數極少。這 3 種台灣東部沿岸常見鰻鰻科魚類在外形特徵上之差別，可參考沈(1993)及 Collette (1999)等文獻，然而就採樣現場實際之簡要區分而言，魚體明顯扁平且體側中央具有 12 - 14 條橫帶者為扁鰻鰻，而魚體體柱為圓形者為叉尾鰻鰻與鰻形叉尾鰻鰻。後兩者在外觀上極為相似，但是可以從該魚上頷基部向上彎曲、兩頷間產生縫隙、尾鰭呈單深叉形，或上頷平直、兩頷間無縫隙、尾鰭呈雙凹形，作為叉尾鰻鰻或鰻形叉尾鰻鰻之判定。此外，由於這 3 種鰻鰻科魚類之價格低廉且國人對於其熟悉度不高，所以目前在國內之生物學資料及生殖相關研究相當稀少。近年來，越來越多的台灣東部定置網漁業業者表示，鰻鰻科魚類漁獲量有日益減少之情形。因此，為了台灣東部沿岸鰻鰻科魚類之永續利用，本研究進行該 3 種鰻鰻科魚類基礎生物學之體長與體重關係建立，以及包含生殖腺指數(gonadosomatic index, GSI)、肝體指數(hepatosomatic index, HSI)、肥滿度(condition factor, CF)及性比(sex ratio, SR)等生殖參數之變動分析，以推估其生殖季月份。

材料與方法

一、樣本採集

扁鰻、叉尾鰻及鱸形叉尾鰻等 3 種鰻科魚類魚體樣本，係於 2009 年 2 月至 2010 年 6 月間，固定於每月中旬(約在 13 - 18 日)至台灣東部七星潭與石梯坪沿岸水域之定置漁場各採集 1 次(圖 1)。在本研究期間採集之扁鰻、叉尾鰻及鱸形叉尾鰻樣本，分別有 159、409 及 48 尾，共計 616 尾(表 1)。

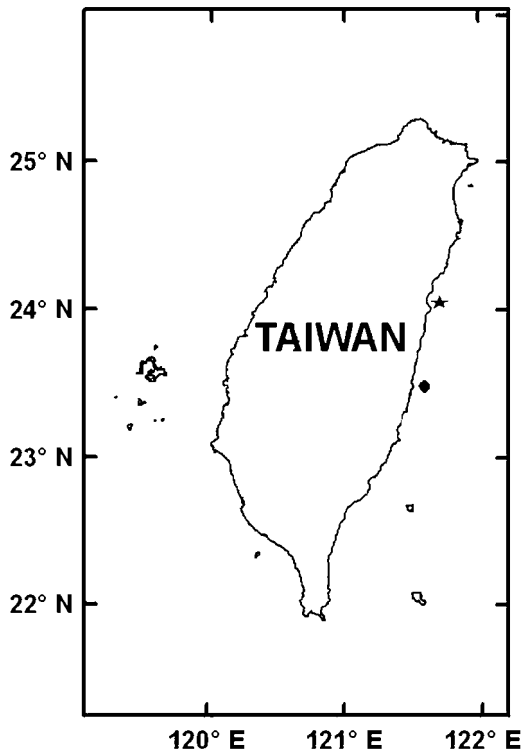


圖 1. 2009 年 2 月至 2010 年 6 月在台灣東部七星潭(★)和石梯坪(●)水域採集鰻科魚類之位置。

Fig. 1. Sampling locations of the Belonidae fish from February 2009 to June 2010 in coastal waters of Chishingtan(★) and Shihtiping (●), eastern Taiwan.

採集當日，俟定置漁場漁獲卸魚時，隨機選取鰻魚體樣本 40 - 60 尾(樣本數低於 40 時全部取樣)後，帶回實驗室冷藏。在實驗室中，先將魚體樣本退冰後，始進行標準體長(standard length)及體重(body weight)等測量。並且，本研究考量在漁獲物中鰻科魚類之上下頷容易因外力斷裂而無法進行標準體長之測量，因此自 2009 年 6 月開始，在量取標準體長(魚體下頷至尾叉前肉質基部)之外，特別依據 Collette (1999)之定義，同時量取自魚體鰓後緣至尾叉前肉質基部間之軀幹長(body length)。體長測量完成後，繼續進行魚體解剖，在取出及測量生殖腺及肝臟重量後，根據生殖腺外形、顏色、卵的有無等特徵進行性別之判定。最後，在去除體內所有內臟後，測量去內臟體重(gutted body weight)。上述各長度測量精確度量至 0.1 cm，重量測量精確度量至 0.01 g。

二、生殖參數與性比

各生殖參數之描述與計算方法如下：(1) 生殖腺指數(GSI)為描述生殖腺相對大小之指數，其變化能反應生殖腺發育的生長過程，其計算式為 $GSI = \text{生殖腺重} / \text{去內臟重} \times 10^3$ 。(2) 肝體指數(HSI)為魚類於生長過程中肝臟發育程度之指數，其在生殖成熟過程中與能量消耗和儲存及卵黃堆積有關，計算式為 $HSI = \text{肝臟重} / \text{去內臟重} \times 10^3$ 。(3) 肥滿度(CF)為魚類之魚體肥滿程度，可代表脂肪的累積與生殖腺的發育，計算式為 $CF = \text{體重} / (\text{標準體長})^3 \times 10^3$ 。(4) 性比(SR)為總魚數中雌魚所佔之數量比例，是決定種群繁殖力(fecundity)的重要因素之一(殷 1998)，計算式為 $SR = \text{雌魚數} / (\text{雌魚數} + \text{雄魚數}) \times 100\%$ 。

表 1. 2009 年 2 月至 2010 年 6 月在台灣東部七星潭(CST)和石梯坪(STP)沿海採樣之鰻鰻科魚類雄魚(M)和雌魚(F)樣本數

Table 1. Sample sizes of Belonidae males (M) and females (F) from February 2009 to June 2010 in coastal waters of Chishingtang (CST) and Shihtiping (STP), eastern Taiwan

Year	<i>A. hians</i>				<i>T. acus melanotus</i>				<i>T. crocodilus crocodiles</i>			
	CST		STP		CST		STP		CST		STP	
	M	F	M	F	M	F	M	F	M	F	M	F
2009												
Feb	6	10	-	-	1	12	-	-	-	-	-	-
Mar	6	12	-	-	20	7	2	1	-	-	-	-
Apr	4	10	3	-	41	5	29	27	-	-	2	-
May	-	-	-	-	27	5	2	2	-	-	-	-
Jun	-	-	-	-	6	22	14	16	-	1	-	-
Jul-Sep	Fishing moratorium											
Oct	-	-	-	-	9	18	-	-	-	-	-	-
Nov	12	23	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Dec	19	15	-	-	-	1	-	-	3	-	-	-
2010												
Jan	9	13	2	2	-	3	-	-	11	14	3	1
Feb	-	2	-	-	9	17	-	-	9	3	-	-
Mar	-	-	-	-	18	9	-	-	1	-	-	-
Apr	1	-	-	-	28	16	-	-	-	-	-	-
May	4	6	-	-	10	2	-	-	-	-	-	-
Jun	-	-	-	-	24	6	-	-	-	-	-	-
Total	61	91	5	2	193	123	47	46	24	18	5	1

- No individual collected

三、統計與分析

以泛線性迴歸模式 (general linear regression model) $Y = b_0 + b_1 X + b_2 S_i + b_3 A_j + b_4 X S_i + b_5 X A_j + b_6 S_i A_j + b_7 X S_i A_j$ (其中, Y 為標準體長(cm)、 X 為軀幹長(cm)、 S 為性別($i = 1$ (雄)、 0 (雌))、 A 為採樣區($j = 1$ (七星潭)、 0 (石梯坪))、 b_0 - b_7 為迴歸參數), 使用軀幹長(X)來回推上下頷斷裂樣本魚之標準體長(Y), 並且檢驗性別(S)與採樣區(A)之影響。體長與體重關係式, 以取自然對數後之體長與體重數值, 再次套用上述泛線性迴歸模式(此時 Y 為 $\ln$ (體重)、 X 為 $\ln$ (標準體長)), 並且檢驗性別(S)與採樣區(A)對體長與體重關係式之影響。以長條圖檢視標準體長頻度分布, 並且雄、雌魚之分布皆以 2 cm 為間隔, 而此間隔之範圍定義, 如 70 cm 為標準體長間隔 68.1 - 70.0 cm。以雙因子變異數分析法(two-way ANOVA), 檢定性別和採樣區是否影響 GSI、HSI 及 CF 等生殖參數之表現。以卡方檢定(χ^2 test)檢測樣本魚雌:雄比是否為 1:1。上述之統計計算與分析, 皆以 Microsoft Office Excel 2003 及 SPSS (ver. 12.0)套裝軟體進行。

結 果

一、標準體長與軀幹長關係

在本研究採集的2009年6月至2010年6月樣本魚中, 扁鰻、叉尾鰻及鱷形叉尾鰻之樣本分別為108、228及46尾, 其中上下頷均完整而可測量標準體長之樣本尾數(比例), 分別為39(36.1%)、121(53.1%)及42(91.3%), 由此可見扁鰻之長吻最容易因外力而斷裂, 叉尾鰻居中, 而鱷形叉尾鰻長吻之強度最高。經泛線性迴歸模式之檢定分析結果顯示, 性別、採樣區及其交互作用, 在扁鰻、叉尾

鰻及鱷形叉尾鰻等3種鰻科魚類之標準體長與軀幹長關係式中, 皆未達顯著水準($p > 0.05$), 因此該等關係式可簡化分別為:

扁鰻之標準體長 = $6.11 + 1.24$ 軀幹長 ($r^2 = 0.993$, $F_{1,37} = 4953.76$, $p < 0.001$) (圖2A)

叉尾鰻之標準體長 = $5.01 + 1.32$ 軀幹長 ($r^2 = 0.987$, $F_{1,119} = 8745.96$, $p < 0.001$) (圖2B)

鱷形叉尾鰻之標準體長 = $4.52 + 1.29$ 軀幹長 ($r^2 = 0.996$, $F_{1,40} = 9591.97$, $p < 0.001$) (圖2C)

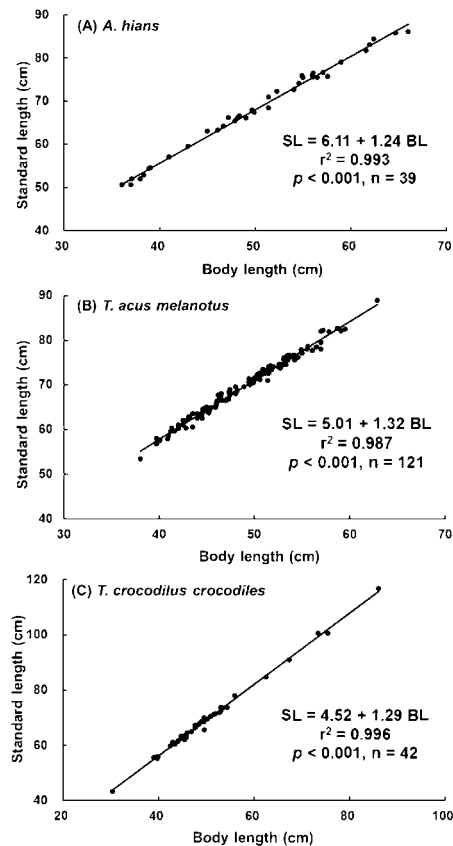


圖 2. 扁鰻(A)、叉尾鰻(B)及鱷形叉尾鰻(C)之標準體長與軀幹長關係。

Fig. 2. Relationships of body lengths (BLs) and standard lengths (SLs) for *A. hians* (A), *T. acus melanotus* (B), and *T. crocodilus crocodiles* (C).

二、標準體長頻度分布

套用上述 3 魚種之標準體長與軀幹長關係式，計算出因採樣漁法上領受損而無法測量之樣本魚標準體長。再經統計分析可得，本研究中之扁鶴鱖雄、雌魚樣本分別為 66 和 93 尾，平均標準體長(± 標準誤)分別為 64.07 (± 1.39) cm、68.70 (± 1.00) cm，標準體長範圍分別為 47.5-95.1 cm、49.5-89.9 cm(圖 3A)。叉尾鶴鱖雄、雌魚樣本分別為 240 和 169 尾，平均標準體長分別為 66.64 (± 0.41) cm、68.70 (± 0.52) cm，標準體長範圍分別為 53.3-84.8 cm、53.5-88.9 cm(圖 3B)。鱧形叉尾鶴鱖雄、雌魚樣本分別為 29 和 19 尾，平均標準體長分別為 65.36 (± 1.11) cm、74.24 (± 4.08) cm，標準體長範圍分別為 55.5-81.0 cm、43.3-116.6 cm(圖 3C)。

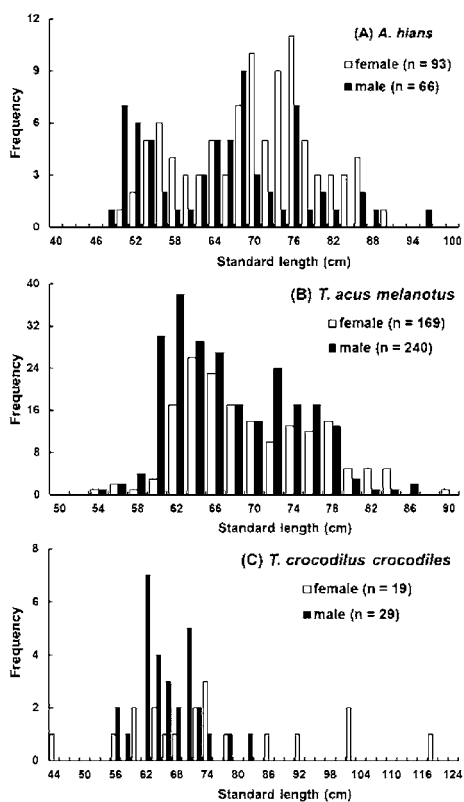


圖 3. 扁鶴鱖(A)、叉尾鶴鱖(B)及鱧形叉尾鶴

鱖(C)之體長頻度分布。

Fig. 3. Frequency distributions of standard lengths for *A. hians* (A), *T. acus melanotus* (B), and *T. crocodilus crocodiles* (C).

三、體長與體重關係

經泛線性迴歸模式之檢定分析結果顯示，扁鶴鱖之體長與體重關係，受性別與標準體長之交互作用影響($p < 0.001$)，顯示其關係式在雌雄魚間有顯著差異，分列如下：

扁鶴鱖之雌魚 $\ln(\text{體重}) = -7.50 + 3.19 \ln(\text{標準體長})$ ($r^2 = 0.919$, $F_{1,91} = 1028.45$, $p < 0.001$) (圖 4A)

扁鶴鱖之雄魚 $\ln(\text{體重}) = -8.40 + 3.42 \ln(\text{標準體長})$ ($r^2 = 0.962$, $F_{1,64} = 1626.53$, $p < 0.001$) (圖 4A)

叉尾鶴鱖之體長與體重關係，受性別與標準體長及採樣區與標準體長之交互作用影響($p < 0.001$)，顯示此關係式在雌雄魚間及在採樣區間均有顯著差異，分列如下：

七星潭叉尾鶴鱖之雌魚 $\ln(\text{體重}) = -7.50 + 3.27 \ln(\text{標準體長})$ ($r^2 = 0.858$, $F_{1,121} = 728.89$, $p < 0.001$) (圖 4B₁)

七星潭叉尾鶴鱖之雄魚 $\ln(\text{體重}) = -9.41 + 3.73 \ln(\text{標準體長})$ ($r^2 = 0.891$, $F_{1,191} = 1563.76$, $p < 0.001$) (圖 4B₁)

石梯坪叉尾鶴鱖之雌魚 $\ln(\text{體重}) = -7.00 + 3.17 \ln(\text{標準體長})$ ($r^2 = 0.936$, $F_{1,44} = 638.32$, $p < 0.001$) (圖 4B₂)

石梯坪叉尾鶴鱖之雄魚 $\ln(\text{體重}) = -10.56 + 4.03 \ln(\text{標準體長})$ ($r^2 = 0.906$, $F_{1,45} = 433.07$, $p < 0.001$) (圖 4B₂)

鱧形叉尾鶴鱖之體長與體重關係，不受性別、採樣區及其與標準體長之交互作用影響($p < 0.001$)，顯示此關係式在雌雄魚間或在採樣

區間沒有顯著差異，因此可簡化為：
 鱷形叉尾鶴鱖之 $\ln(\text{體重}) = -6.64 + 3.13 \ln(\text{標}$

準體長) ($r^2 = 0.963$, $F_{1,46} = 1193.20$, $p < 0.001$) (圖4C)

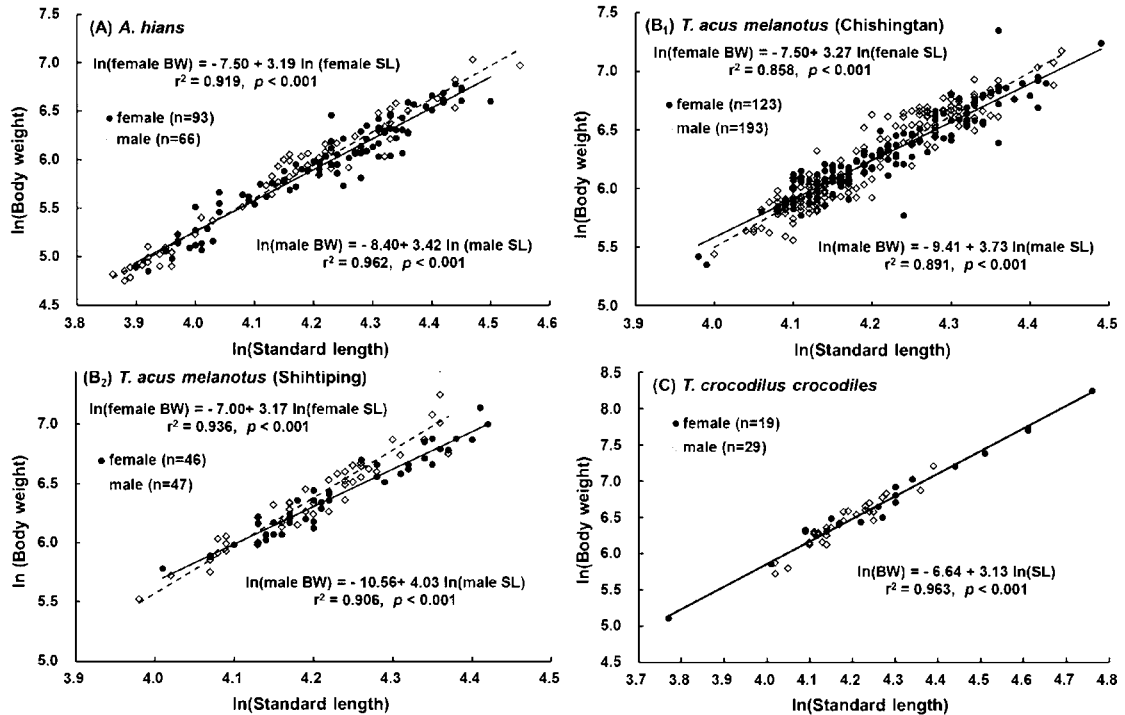


圖 4. 扁鶴鱖(A)、叉尾鶴鱖在七星潭(B₁)和石梯坪(B₂)、鱷形叉尾鶴鱖(C)之標準體長與體重關係。
 Fig. 4. Relationships of standard lengths (SLs) and body weights (BW) for *A. hians* (A), *T. acus melanotus* at Chishingtan (B₁) and Shihtiping (B₂), and *T. crocodilus crocodiles* (C).

四、生殖參數

由雙因子變異數分析法(two-way ANOVA)之檢定結果指出，性別及其與採樣區交互作用($p < 0.001$)、性別與採樣區($p < 0.001$)、性別與採樣區及其與交互作用($p \leq 0.01$)，分別會顯著影響叉尾鶴鱖 GSI、HSI、CF 等生殖參數之表現；惟相對地，性別與採樣區及其與交互作用，均不會顯著影響扁鶴鱖與鱷形叉尾鶴鱖 GSI、HSI 及 CF 等生殖參數之表現($p > 0.05$)。由於扁鶴鱖和鱷形叉尾鶴鱖在石梯坪之樣本數很少(n = 7 和 6)，並且採樣區會顯著影響叉

尾鶴鱖 GSI、HSI、CF 等生殖參數之表現，因此以下之生殖參數月別變化分析，主要集中在七星潭樣本之分析結果。

就七星潭之樣本來看，扁鶴鱖雄、雌魚平均 GSI ($\pm$ 標準誤)最大值分別為 12.57 (± 8.00)、81.22 (± 15.50)，發生在 2009 年 3 月、2010 年 5 月；HSI 最大值雄、雌魚分別為 17.60 (± 0.00)、21.80 (± 0.00)，發生在 2010 年 4 月、2010 年 2 月；CF 最大值雄、雌魚分別為 1.68 (± 0.00)、1.64 (± 0.37)，發生在 2010 年 4 月、2010 年 2 月(圖 5)。叉尾鶴鱖雄、雌魚平均 GSI 最大值分別為 23.72 ($\pm$

4.43)、60.33 (± 9.27)，發生在2010年5月、2010年6月；HSI雄、雌魚最大值分別為12.25 (± 0.78)、16.07 (± 0.95)，發生在2010年4月、2009年6月；CF雄、雌魚最大值分別為2.06 (± 0.06)、1.97 (± 0.25)，皆發生在2009年3月(圖6)。鱷形叉尾鰻鰻雄、雌魚平均GSI最大值分

別為7.19 (± 0.00)、6.52 (± 1.87)，發生在2010年3月、2010年1月；HSI雄、雌魚最大值分別為17.44 (± 2.88)、22.27 (± 0.00)，發生在2009年12月、2009年6月；CF雄、雌魚最大值分別為2.24 (± 0.09)、2.55 (± 0.00)，發生在2010年2月、2009年6月(圖7下)。

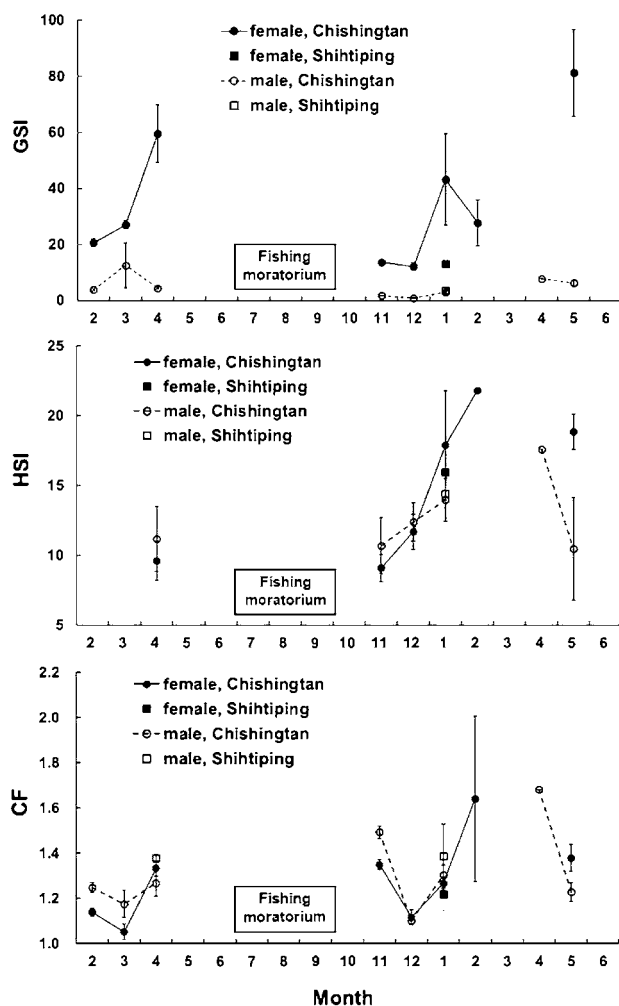


圖 5. 2009 年 2 月至 2010 年 6 月扁鰻雌雄魚生殖腺指數(GSI)、肝體指數(HSI)及肥滿度(CF)平均值與標準差在台灣東部七星潭與石梯坪水域之月別變化。

Fig.5. Monthly variations of means and standard errors for the gonadosomatic index (GSI), hepatosomatic index (HSI), and condition factor (CF) of female and male *A. hians* from February 2009 to June 2010 in coastal waters of Chishingtian and Shihtiping, eastern Taiwan.

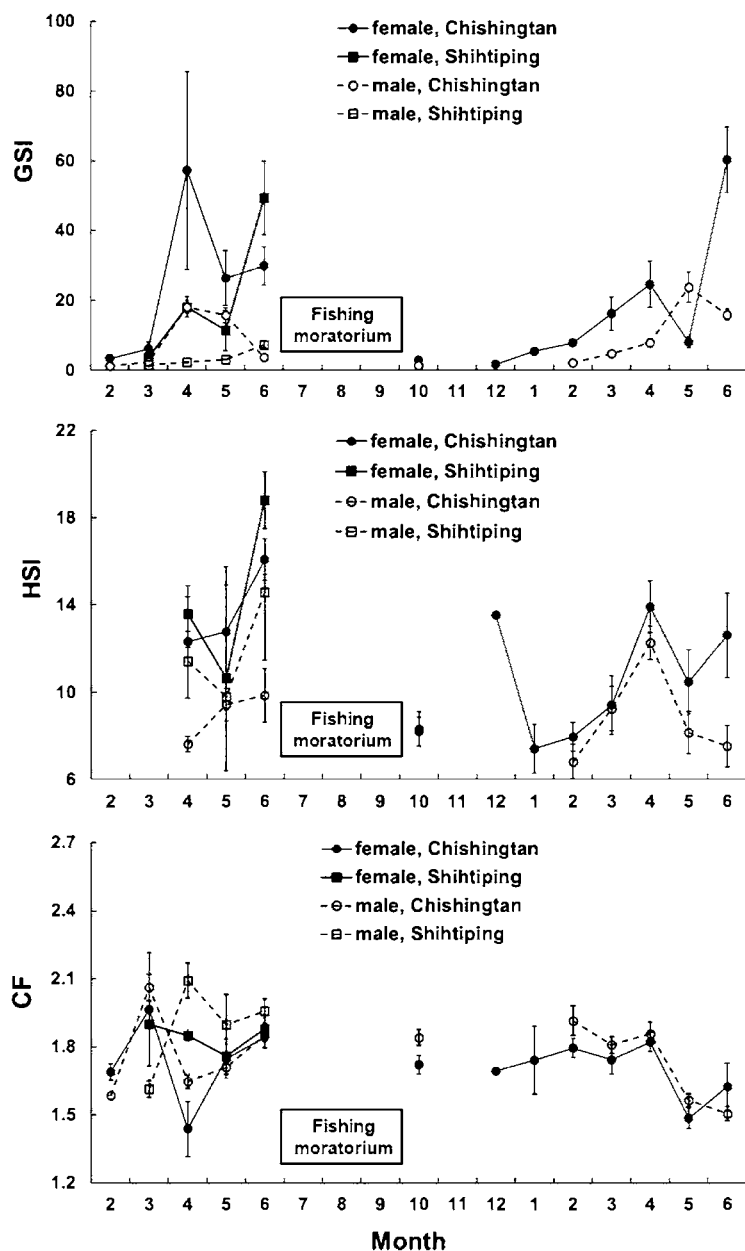


圖 6. 2009 年 2 月至 2010 年 6 月叉尾鶴鰻雌雄魚生殖腺指數(GSI)、肝體指數(HSI)及肥滿度(CF)平均值與標準差在台灣東部七星潭與石梯坪水域之月別變化。

Fig. 6. Monthly variations of means and standard errors for the gonadosomatic index (GSI), hepatosomatic index (HSI), and condition factor (CF) of female and male *T. acus melanotus* from February 2009 to June 2010 in coastal waters of Chishingtan and Shihtiping, eastern Taiwan.

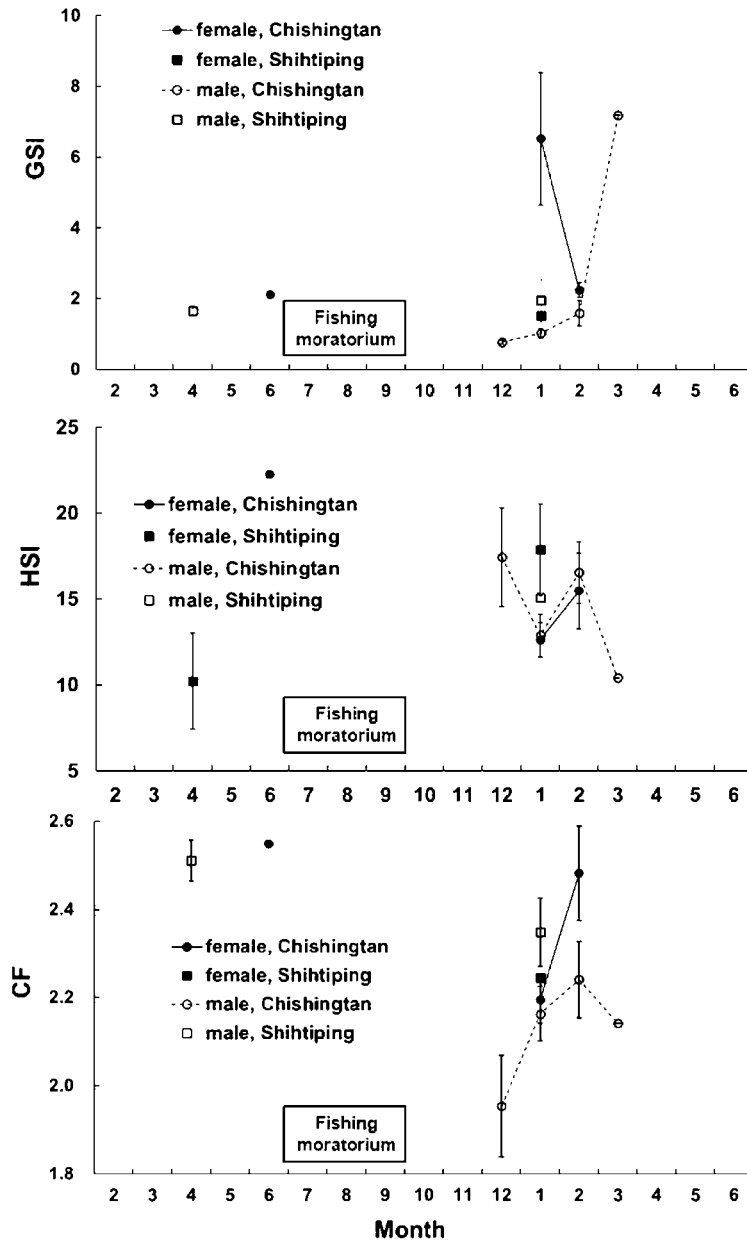


圖 7. 2009 年 2 月至 2010 年 6 月鱧形叉尾鰻鰻雌雄魚生殖腺指數(GSI)、肝體指數(HSI)及肥滿度(CF)平均值與標準差在台灣東部七星潭與石梯坪水域之月別變化。

Fig. 7. Monthly variations of means and standard errors for the gonadosomatic index (GSI), hepatosomatic index (HSI), and condition factor (CF) of female and male *T. crocodilus crocodiles* from February 2009 to June 2010 in coastal waters of Chishingtan and Shihtiping, eastern Taiwan.

五、性比及其體長差異

由於扁鰻鰻和鱷形叉尾鰻鰻在石梯坪之樣本數很少($n = 7$ 和 6)，因此將石梯坪與七星潭之雌、雄樣本數分別合併後再進行性比分析，而不分析採樣區之差異。經由卡方檢定分析結果顯示，在研究期間(2009 年 2 月至 2010 年 6 月)內之所有樣本，扁鰻鰻雌魚之比例顯著較高($\chi^2 = 4.58$, $p = 0.03$)、SR 為 58.5 %。在不同標準體長間距內，扁鰻鰻除了在 41-50 cm 級距之雌魚比例顯著較低($\chi^2 = 5.44$, $p = 0.02$)、SR 為 11.1 %及在 91-100 cm 級距未採集到雌魚之外，其餘大於 50 cm 級距內之 SR 均大於 53 %，尤其是在 71- 80 cm 級距之高雌魚比例達顯著水準($\chi^2 = 8.70$, $p < 0.001$) (表 2)。叉尾鰻鰻在研究採樣期間雌魚之比例

顯著較低($\chi^2 = 12.33$, $p < 0.001$)、SR 為 41.3 %。在不同標準體長間距內，叉尾鰻鰻除了在最級距 81-90 cm 之 SR (73.3 %)較高之外，其餘小於 80 cm 級距內之 SR 均較小於 44 %，尤其是在 51 - 60 cm 級距之低雌魚比例達顯著水準($\chi^2 = 20.45$, $p < 0.001$)、SR 為 15.9 % (表 2)。鱷形叉尾鰻鰻在研究採樣期間雌魚之比例較低但未達顯著準($\chi^2 = 2.08$, $p = 0.15$)、SR 為 39.6 %。在不同標準體長間距內，鱷形叉尾鰻鰻除了在 61 - 70 cm 級距之雌魚比例顯著較低($\chi^2 = 11.56$, $p < 0.001$)、SR 為 16.0 %之外，雌魚被採集之數目均大於或等於雄魚數目 ($SR \geq 50\%$) (表 2)。然而，無論此 3 種鰻鰻科魚中的任一種，其 SR 均有隨體長之增加而有增高的現象(表 2)。

表 2. 扁鰻鰻、叉尾鰻鰻及鱷形叉尾鰻鰻在不同標準體長級距內之性比

Table 2. Sex ratio in various levels of standard lengths for *A. hians*, *T. acus melanotus* and *T. crocodilus crocodiles*

Species	Sex ratio	Sample size			χ^2	p
		Male	Female	Total		
<i>Ablennes hians</i>						
40.1-50.0	11.1	8	1	9	5.44	0.020*
50.1-60.0	57.1	15	20	35	0.71	0.399
60.1-70.0	52.8	25	28	53	0.17	0.680
70.1-80.0	71.7	13	33	46	8.70	0.003**
80.1-90.1	73.3	4	11	15	3.27	0.071
90.1-100.0	0.0	1	0	1	1.00	0.317
Total	58.5	66	93	159	4.58	0.032*
<i>Tylosurus acus melanotus</i>						
50.1-60.0	15.9	37	7	44	20.45	<0.001***
60.1-70.0	43.7	125	97	222	3.53	0.060
70.1-80.0	42.2	74	54	128	3.13	0.077
80.1-90.1	73.3	4	11	15	3.27	0.071
Total	41.3	240	169	409	12.33	<0.001***

Tylosurus crocodilus crocodiles

40.1-50.0	100.0	0	1	1	1.00	0.317
50.1-60.0	50.0	3	3	6	0.00	1.000
60.1-70.0	16.0	21	4	25	11.56	<0.001***
70.1-80.0	60.0	4	6	10	0.40	0.527
80.1-90.1	50.0	1	1	2	0.00	1.000
90.1-100.0	100.0	0	1	1	1.00	0.317
100.1-110.0	100.0	0	2	2	2.00	0.157
110.1-120.0	100.0	0	1	1	1.00	0.317
Total	39.6	29	19	48	2.08	0.149

* $p < 0.05$; ** $p < 0.01$; *** $p < 0.001$

討 論

一、體型組成

本研究由扁鰻鰻、叉尾鰻鰻及鱷形叉尾鰻鰻等3種鰻鰻科魚類標準體長與軀幹長關係之分析結果指出，性別與採樣區均不會顯著影響其關係，顯示軀幹長相對於標準體長之相對成長關係，在性別與棲息水域間是穩定的。此外，在本研究於台灣東部沿岸水域中，採集之扁鰻鰻、叉尾鰻鰻、鱷形叉尾鰻鰻標準體長範圍分別為 47.5 - 95.1、53.3 - 88.9 和 43.3 - 116.6 cm (圖 3)。在其他文獻中，扁鰻鰻、叉尾鰻鰻、鱷形叉尾鰻鰻之最大標準體長，在 Collette (1999)中分別為 111.0、83.1 和 139.0 cm (全長：120.0、90.0 和 150.0 cm)，在 Froese and Pauly (2010)中分別為 129.7、92.4 和 139.0 cm (全長：140.0、100.0 和 150.0 cm)，在 Liao and Chang (2011)於台灣小琉球海域採集之叉尾鰻鰻標準體長範圍為 47.5 - 124.0 cm。比對之下，在本研究中採集之最大扁鰻鰻和鱷形叉尾鰻鰻均較小於 Collette (1999)和 Froese and Pauly (2010)中之記載，並且本研究採集叉尾鰻鰻樣本之最大標準體長(88.9 cm)，大於 Collette (1999)記錄

(83.1 cm)、但小於 Froese and Pauly (2010)記錄 (92.4 cm)。然而，相對地，Liao and Chang (2011)採集叉尾鰻鰻樣本之最大標準體長記錄(124.0 cm)，遠大於本研究樣本(88.9 cm)、Collette (1999) 記錄 (83.1 cm) 及 Froese and Pauly (2010) 記錄 (92.4 cm)。Nelson (2006)在描述鰻鰻科魚類中提到，部份圓頰針魚屬 *Tylosurus* 魚種體長可以超過 100.0 cm。因此，此與 Liao and Chang (2011) 之叉尾鰻鰻個體樣本，可能是目前最新已記錄之最大標準體長，然而也不排除是其他相似種類(例如鱷形叉尾鰻鰻)誤判之可能。

此外，在本研究之定置網漁法，沒有採集到標準體長 40.0 cm 以下的鰻鰻科魚類樣本。並且，在 Liao and Chang (2011) 流刺網法採集之樣本中，沒有標準體長 46.5 cm 以下之叉尾鰻鰻個體。漁法和漁具網目大小之不同，會影響南澳洲貝爾德灣南海下鰻 (*Hyporhamphus melanochir*) 漁獲體型組成之差異 (Jones 1990)。網目之大小亦會影響南澳洲下鰻 (*H. australis*) 漁獲體型之組成 (Stewart et al. 2004)。因此，網目大小選擇性可能是導致本研究沒有採集到 40.0 cm 以下鰻鰻科魚類的主因

之一。未來研究如果擬採集較小的鶴鱗科魚類，需將漁網網目變小或使用其他的方法(例如手釣)來進行。

二、性比

性比是決定族群繁殖力的重要因素之一，而雌性比例佔優勢是維持和增加種族群量的手段(殷 1998)。在本研究期間在台灣東部沿岸樣本叉尾鶴鱗之雌魚比例顯著較低($SR = 41.3\%$)，而 Liao and Chang (2011) 在小琉球海域對同一物種之採樣研究結果也是雌魚比例較低($SR = 43.5\%$)。相似地，同屬的鱷形叉尾鶴鱗在本研究採樣期間雌魚之比例較低($SR = 39.6\%$)。然而，相對地，扁鶴鱗雌魚之比例在本研究採樣期間顯著較高($SR = 58.5\%$)。在南海下鱗研究中，澳洲南部 3 個海域南海下鱗雌魚比例皆超過 70.0% ，此乃因雄、雌魚在生殖期分別出現在不同深度水域，而雌魚出現在容易被捕捉之近岸淺水域(Fowler *et al.* 2008)。在 Izmir 灣和黑海等土耳其鄰近水域，頰鱗魚(*Belone belone*)雄、雌魚之性比會因採集地點之不同而異(Uckun *et al.* 2004; Samsun *et al.* 2006)。由此可見，在台灣沿岸的叉尾鶴鱗族群中，雌魚所佔比例較雄魚低，可能是一個普遍發生之現象。然而，鱷形叉尾鶴鱗與扁鶴鱗在台灣東部沿岸雌魚之比例分別較低與較高之現象，則仍再需其他在台灣不同水域研究結果之共同驗證。

性比會隨著不同魚種之體長增加而變化，原因包括雄、雌魚成長差異、性轉變、壽命等(Mitani 1960)。在小琉球水域之叉尾鶴鱗，在標準體長為 87.7 cm 以上之雌魚比例顯著高於雄魚(Liao and Chang 2011)。相似地，在本研究中所採集的 3 種鶴鱗科魚類，亦均有隨體長之增高而有性比增加的現象，例如扁鶴

鱗在標準體長 50 cm 以上、叉尾鶴鱗在 80 cm 以上、鱷形叉尾鶴鱗在 70 cm 以上，雌魚尾數均大於或等於雄魚尾數(表 2)。因此，隨著體長或年齡之增加，高比例的雌魚量可能有助於此 3 種鶴鱗科魚類生殖行為之成功。

三、生殖季節

生殖腺指數(GSI)變化反映生殖腺發育之過程，當 GSI 達到定值時，魚類才可以進入性成熟狀態，並且雌魚 GSI 通常比雄魚大(殷 1998)。在本研究中，扁鶴鱗與叉尾鶴鱗 GSI 雌魚顯著大於雄魚，並且扁鶴鱗與叉尾鶴鱗樣本雌魚 GSI 月平均最大分別可達 81.2% 與 60.3% (圖 5 - 6)。此 2 種鶴鱗魚類雌魚之 GSI，比鮭科(Salmonidae)與鯉科(Cyprinidae)雌魚 GSI 之 $20 - 30\%$ 高，而與鰻雌魚之 $65 - 75\%$ 相近(殷 1998)。

叉尾鶴鱗 GSI、HSI 及 CF 等生殖參數在 1-4 月有普遍上升的相同變化，5-6 月 CF 與 HSI 均有下降的現象，惟 HSI 因樣本差異過大而不明顯；相對地，GSI 在 5-6 月之後似乎維持在某一水準之上或更高(圖 6)。由此等生殖參數變動分析之結果推測，叉尾鶴鱗在台灣東部沿岸之生殖季至少在 4-6 月。在小琉球海域叉尾鶴鱗之 GSI 和 HSI 在 4-8 月達到最高，而 CF 值則在此時下降，因此 Liao and Chang (2011) 推測叉尾鶴鱗生殖季主要在 4-8 月。相較之下，本研究推測叉尾鶴鱗之生殖季，起始時間相同但時期較短，此乃因台灣東部沿岸定置網漁業每年在 7-9 月間均會因颱風季而休漁而無採樣資料，為本研究採樣法在叉尾鶴鱗生殖季推估上之限制。此外，在頰鱗魚已被證實該魚在不同水域之生殖期不一定相同，長可達 6 個月，短則 1 個月即結束。例如頰針魚在 British Isles、Algeria、Black Sea 等水域之生殖

季分別為 5-7、2-5 和 4-9 月 (Whitehead *et al.* 1986)，在南愛爾蘭水域中則為 6 月 (Dorman 1989)。因此，除了休漁期之限制外，採樣水域之不同亦可能是導致本研究叉尾鰻鰻生殖季與 Liao and Chang (2011) 結果不同之可能原因之一。相似地，扁鰻鰻在台灣東部沿岸之生殖季，由 GSI、HSI 及 CF 等生殖參數之變動來推測，可能至少在 2-5 月，而鱷形叉尾鰻鰻因樣本月數過少，本研究尚無法判定其生殖季月份。

綜合上述分析之結果推測，叉尾鰻鰻與扁鰻鰻之生殖期至少分別在 4-6 月與 2-5 月，而 7-9 月定置漁場休漁造成本研究在生殖季月份推估上之限制，未來需以其他漁法(例如：一支釣)採集樣本來分析此時期生殖參數變化。至於鱷形叉尾鰻鰻之生殖季判定問題，除了採樣方法之增加與採樣月份之補足外，由於該魚可採集之數量較為稀少，可能尚得由魚卵大小及組織切片之生殖腺發育期判定等方法協助推測。未來若能再增加以耳石或鱗片判齡之年齡成長等研究資料，則可以更進一步瞭解此 3 種鰻鰻科魚類不同年齡之成熟組成分布，並可提供作為該種資源評估與管理所需之重要參數，以達資源保育及永續利用之目標。

引用文獻

- 沈世傑。1984。台灣魚類近海魚類圖鑑。台灣省立博物館。
- 沈世傑。1990。台灣魚類檢索。南天書局。
- 沈世傑。1993。台灣魚類誌。國立台灣大學動物學系。
- 邵廣昭。2014。台灣魚類資料庫。網路電子版。
[\(2014-5-16\)](http://fishdb.sinica.edu.tw)
- 姜士明。2009。台灣東北部及西南部沿岸定置漁場漁獲組成與變動之比較研究。國立高雄海洋科技大學漁業生產與管理研究所碩士學位論文。
- 殷名稱。1998。第五章、繁殖。殷名稱(主編)。魚類生態學 192-276 頁。水產出版社。
- 高敦寶。2007。台灣東北部海域新協發與佳豐定置網漁場漁況變動之比較研究。國立高雄海洋科技大學漁業生產與管理研究所碩士學位論文。
- 陳兼善、于名振。1993。台灣脊椎動物誌上冊。台灣商務書館。
- 盧敬文。2006。浮式與沉底式定置網漁況比較之研究。國立高雄海洋科技大學漁業生產與管理研究所碩士學位論文。
- Collette, B. B. 1999. Belonidae, Needlefishes. pp. 2151-2161. In: Carpenter, K. E. and V. H. Niem (eds.). FAO Species Identification Guide for Fishery Purposes. The Living Marine Resources of the Western Central Pacific. Vol. 4. Bony fishes part 2 (Mugilidae to Carangidae). FAO.
- Dorman, J. A. 1989. Some aspects of the biology of the garfish, *Belone belone* (L.), from Southern Ireland. Journal of Fish Biology 35: 621-629.
- Dorman, J. A. 1991. Investigation into the biology of the garfish, *Belone belone* (L.), in Swedish waters. Journal of Fish Biology 39: 59-69.
- Foster, N. R. 1973. Behavior, development and early life history of the Asian needlefish, *Xenentodon cancila*. Academy of Natural Sciences of Philadelphia 125: 77-88.
- Fowler, A. J., M. A. Steer, W. B. Jackson, and M. T. Lloyd. 2008. Population characteristics

- of southern sea garfish (*Hyporhamphus melanochir*, Hemiramphidae) in South Australia. Marine and Freshwater Research 59: 429-443.
- Froese, R. and D. Pauly, eds. 2010. FishBase. World Wide Web electronic publication version. 04 November. 2010 retrieved. Website <http://www.fishbase.org>.
- Jones, G. K. 1990. Growth and mortality in a lightly fished population of garfish (*Hyporhamphus melanochir*) in Baird Bay, South Australia. Transactions of the Royal Society of South Australia 114(1): 37-45.
- Liao, J. C. 2002. Swimming in needlefish (Belonidae): anguilliform locomotion with fins. Journal of Experimental Biology 205: 2875-2884.
- Liao, Y. Y. and Chang, Y. H. 2011. Reproductive biology of the needlefish *Tylosurus acus melanotus* in waters around Hsiao-Liu-Chiu Island, Southwestern Taiwan. Zoological Studies 50(3): 296-308.
- Lovejoy, N. R. 2000. Reinterpreting recapitulation: Systematics of needlefishes and their allies (Teleostei: Beloniformes). Evolution 54(4): 1349-1362.
- Lovejoy, N. R., M. Iranpour, and B. B. Collette. 2004. Phylogeny and jaw ontogeny of Beloniform fishes. Integrative and Comparative Biology 44: 366-377.
- Mitani, F. 1960. Fishery biology of the yellow-tail, *Seriola quinqueradiata*, inhabiting in the waters surrounding Japan. Memoirs of Faculty of Agriculture of Kinki University 1: 81-300. (in Japanese with English abstract).
- Mohammed, A., A. Abdel-Baki, and T. Sakran. 2006. *Myxidium elmatboulia* n. sp. and *Ceratomyxa ghaffari* n. sp. (Myxozoa: Myxosporidia) Parasitic in the gallbladder of the red sea houndfish *Tylosurus chorum* (Rüppell, 1837) (Teleostei: Belonidae) from the Red Sea, Egypt. Acta Protozoologica 45: 97-103.
- Nelson, J. S. 2006. Fishes of the World, 4th ed. John Wiley and Sons.
- Samsun, O., N. Samsun, S. Bilgin, and F. Kalayci. 2006. Population biology and status of exploitation of introduced garfish, *Belone belone euxini* (Gunther, 1866), in the Black Sea. Journal of Applied Ichthyology 22: 353-356.
- Stewart, J. C. W., D. Reynolds, B. Kendall, and C. Gray. 2004. Determining an optimal mesh size for use in the lampara net fishery for eastern sea garfish, *Hyporhamphus australis*. Fisheries Management and Ecology 11: 403-410.
- Uckun, D., S. Akalin, E. Taskavak, and M. Togulga. 2004. Some biological characteristics of the garfish, *Belone belone* (L., 1761), in Izmir Bay, Aegean Sea. Journal of Applied Ichthyology 20: 413-416.
- Tavares, L. E. R., A. J. A. Bicudo, and J. L. Luque. 2004. Metazoan parasites of needlefish *Tylosurus acus* (Lacepede, 1803) (Osteichthyes: Belonidae) from the coastal zone of the state of Rio de Janeiro, Brazil. Revista Brasileira de Parasitologia

Veterinária 13(1): 36-40.

Whitehead, P. J. P., M. L. Bauchot, J. C. Hureau, J. Nielsen, and E. Tortonese. 1986. Belonidae. pp. 517-1007. *In*: Whitehead, P. J. P., M. L. Bauchot, J. C. Hureau, J. Nielsen, and E. Tortonese(*eds.*). Fishes of the North-Eastern Atlantic and the Mediterranean. UNESCO.

台灣水鹿族群密度估算方法評估

An evaluation of population density estimation methods for Formosan sambar (*Rusa unicolor swinhoii*)

范震華¹ 林宗以² 張書德¹ 楊書懿¹ 翁國精^{1*}

Chen-Hua Fan¹, Chung-Yi Lin², Shu-De Teo¹, Shu-Yi Yang¹ and Guo-Jing Weng^{1*}

¹ 國立屏東科技大學野生動物保育研究所 91201 屏東縣內埔鄉學府路 1 號

² 國立台灣大學生態學與演化生物學研究所 10617 台北市羅斯福路四段 1 號

¹ Institute of Wildlife Conservation, National Pingtung University of Science and Technology, Pingtung, Taiwan

² Institute of Ecology and Evolutionary Biology, National Taiwan University, Taipei, Taiwan

*通訊作者: gjw@mail.npust.edu.tw

*Corresponding author: gjw@mail.npust.edu.tw

摘 要

偶蹄類動物的族群動態影響著森林的更新、演替及共域動物，尤其在族群密度時更明顯。台灣近年來水鹿族群量有增多的趨勢，但鮮少針對水鹿族群密度做過估算，也缺乏完整的方法學探討。本研究嘗試利用自動相機，在新康山區的布新營地及拉庫音溪上游設立兩個不同面積及不同相機分佈方式的樣區，以捕捉標放模式估計水鹿的封閉族群密度，並評估適合水鹿族群密度估算的捕獲率模式、回合時間長度、監測總時間長度等。布新營地樣區面積為 0.63 km²，成體水鹿族群密度在 2010 年 8 月中為 10.8–77 隻 / km²，此大範圍的估計值是由不同的緩衝區面積估計值所造成；拉庫音溪樣區的面積為 15.2 km²，成體水鹿族群密度在 2010 年 9 月初為 9.2–9.9 隻 / km²。族群密度在小面積樣區如布新營地可能會被高估，在大面積樣區如拉庫音溪則可能被低估。在各種條件下，捕獲率模式皆以 M_h(JK1)的表現最佳且穩定。以一天為一個捕捉回合，估算時間歷時 10 天左右，是可應用於大部分狀況的方法，其他條件則於文中討論。

Abstract

Population dynamics of ungulates impact forest renewal and succession and also sympatric species therein, especially at high population density. The Formosan sambar has increased in abundance in recent years, but its density was rarely estimated and the methodology has not been established. This research aimed to use camera traps at two sampling sites, Bushin camping area and upstream of Lakuin river, which differ in size and camera layout to estimate closed-population density of Formosan sambar using the mark-recapture method. This research also evaluated capture probability model, duration of occasion, and total duration of monitoring that is appropriate for estimating adult Formosan sambar density. The Bushin camping area had a density of 10.8–77 adults / km² in mid-August 2010 with an effective area of 0.63 km². The wide range of density estimates was due to different estimates of the area of buffer zone. Lakuin River had a density of 9.2–9.9 adults / km² in early September 2010 with an effective area of 15.2 km². Density tends to be overestimated in a small sampling area such as the Bushin camping area while underestimated in a large one such as Lakuin River. Capture probability model M_h(JK1) performed the best and was stable under various conditions. One day per occasion and a total of 10 days of capture are generally applicable in most situations. Other considerations are discussed in this study.

關鍵詞：捕捉標放法、捕獲率模式、自動相機

Key words: mark-recapture, capture probability model, camera trap

收件日期：2014 年 06 月 07 日 接受日期：2014 年 07 月 20 日

Received: June 07, 2014

Accepted: July 20, 2014

前 言

偶蹄類動物的族群動態影響著森林的更新、演替及其他共域動物的族群消長(Côté *et al.* 2004)，特別是在高族群密度時，效應更趨顯著(Tilghman 1989; Côté *et al.* 2004)。例如，族群呈現增加與擴張的趨勢的台灣水鹿(*Rusa unicolor swinhoii*)，已造成玉山國家公園高海拔地區台灣鐵杉(*Tsugachinensis* var.

formosana)、台灣冷杉(*Abieska wakamii*)幼樹的大量死亡(林 2008; 翁等 2009)。同時，也改變森林地被層及草地植被的覆蓋度、組成與垂直結構(林等 2009; 林等 2010; 翁等 2010)，並影響森林底棲性鳥類的密度(姜等 2010)。這些偶蹄類動物也是原住民族重要的狩獵物種，2012 年 6 月起台灣依據野生動物保育法第 21 條之 1 的修訂，設置並施行「原住民族基於傳統文化及祭儀需要獵捕宰殺利用野生動物

管理辦法」後，牠們遂成為公告可供利用的主要物種之一。因此，為了兼顧森林生物多樣性保育、生態功能的維繫及野生動物資源的永續利用管理，針對偶蹄類發展一個可靠的族群估算技術已為必要的工作之一。

Karanth(1995)首度以自動相機為工具估算印度 Nagarhole 國家公園內老虎的族群密度，藉由辨識動物的自然特徵，建立個體被相機捕獲的歷史，再以捕捉標放(mark-recapture)法及封閉族群模式進行族群數量的估算，解決許多隱密性高或族群稀少的動物族群估算的困境，建立一個快速、可靠且花費低的估算技術，因而被大量應用(O'Brien 2011)。此方法假設動物隨機或均勻分佈於棲地內；調查期間動物族群數量無變動，亦即沒有遷入、遷出、出生、死亡等事件發生；相機樣點均勻或隨機分佈在樣區內，且點位之間的距離不可過大，以免超出動物的活動範圍，造成過多個體無法被相機偵測產生誤差；同時目標動物必須要有可資明確辨識的自然特徵(O'Brien 2011)，例如台灣水鹿雄鹿的鹿角、耳朵缺刻、毛色等形態特徵。

台灣水鹿為棲息於台灣山區森林的大型偶蹄類動物，由於棲息環境地形崎嶇，植被覆蓋大，增加動物被偵測及族群估算的難度。因此，儘管許多調查與研究都觀察到台灣水鹿對於高海拔生態系群聚產生影響，除了林(2011)曾以穿越帶糞堆計數的方式估算玉里野生動物保護區的水鹿密度外，鮮少對台灣水鹿的族群密度進行正式的估計與監測，亦無法評估水鹿族群動態與森林更新、演替的交互作用。

因此，本研究選在台灣高海拔地區有明顯被台灣水鹿啃食的森林設置樣區，以自動相機捕捉法搭配捕捉標放模式估計水鹿族群密度，並評估台灣水鹿族群密度的最佳估算模式，提供未來水鹿族群適性管理所需的方法學基礎。

材料與方法

一、研究樣區

本研究於玉山國家公園東南部設置兩個樣區來估計台灣水鹿的族群密度，包括布新營地樣區及拉庫音溪樣區，分屬於中央山脈南二段及新康橫斷的範圍(圖 1)。玉山國家公園面積約 1,050 km²，位於台灣本島的中心地帶，台灣水鹿族群相當豐富(李等 2007; 翁等 2010)。園區內針葉林與箭竹草原鑲嵌密布，森林植物群落以鐵杉林、冷杉林及二葉松林為主(翁等 2009)。布新營地樣區(海拔 3,135 m)位於三岔山東支稜與東南分稜的分叉點下方稜線窪地上(圖 1.a)。此樣區主要植被為箭竹草原，邊緣為針葉森林。營地地勢平坦鄰近水源，台灣水鹿活動頻繁。拉庫音溪樣區範圍從三叉山沿中央山脈南二段主稜向北至南雙頭山(海拔 3,288 m)，向南至嘉明湖(海拔 3,320 m)(圖 1.b)。樣區內為箭竹草原與溫帶針葉林鑲嵌的植被。針葉林以鐵杉林為主，冷杉林及二葉松林次之(翁等 2009)。本樣區因鄰近平緩溪谷，為南二段山區水鹿族群密度較高的區域(李等 2007)。

二、自動相機架設

本研究使用自動照相機取代捕捉陷阱，使用的自動照相機機型有 Expert、Capture (Cuddeback, USA)及 HC500 (Reconyx, USA)。為了使估計方法更有效率，本研究採用封閉族群(closed population)模式估計瞬時水鹿族群量，假設在估計期間內族群沒有遷入、遷出、出生、死亡等事件，且族群量不變。為了符合上述假設，本研究以短時間內取樣最多個體為原則，因此每台相機前方皆放置鹽塊以吸引水鹿，並假設鹽塊對雌雄個體的吸引力沒有差

異。為了解樣區大小及相機的分布方式對最佳密度估算模式的可能影響，本研究以小面積的布新營地及大面積的拉庫音溪樣區做比較。布新營地樣區拍攝時間為2010年8月16日至28日，共計13天。以布新營地為中心，仿照距離取樣法(distance sampling)概念採同心圓的方式增加設置相機，並隨局部地形與植被調整位置。第1圈同心圓的半徑為50 m，第2圈半徑100 m，第3圈因遇東側崩壁及西側陡峭地形，無法以同心圓方式設置，因此整體相機分布呈南北狹長狀，共計34個相機樣點。扣除4台故障相

機，共計30個相機樣點涵蓋的最小凸多邊形面積為0.16 km² (圖1)。拉庫音溪樣區拍攝時間為2010年8月29日至9月12日，共計15天。以拉庫音溪底山屋為據點，參考王等(2010)於磐石山高海拔地區以無線電追蹤所得雄鹿夏季平均日移動距離559 m，沿拉庫音溪東源及北源兩岸山坡規劃500m見方的棋盤方格狀樣區，採均勻取樣方式，一個方格內最多配置一台相機，共設置29台相機。但受到地形限制，相機之間間隔約400–800 m，相機涵蓋的最小凸多邊形面積為12 km² (圖1)。

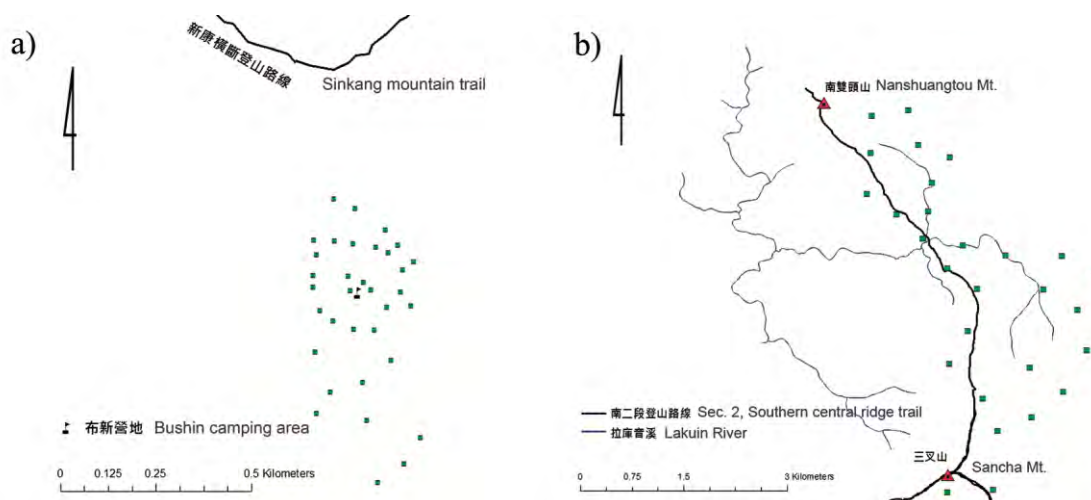


圖 1. 自動相機在 a) 布新營地(座標系統 TWD67: 254996, 2576982)及 b) 拉庫音溪樣區的分布。方塊為相機位置。

Fig. 1. Camera trap distribution at a) Bushin camping area (Coordinate system TWD67: 254996, 2576982) and b) Lakuin River. Squares indicate locations of camera.

三、個體辨識

因雌鹿無長角，僅在體態上呈現些微差異而不易辨識個體，故個體辨識僅以雄鹿為目標。雄鹿的鹿角會因為年齡、個體差異等因素而不同(Leslie Jr 2011)，且取樣期間為茸角硬化為硬角的過渡期間(李等 2007)，因此雄鹿的鹿

角具有茸角到硬角等不同狀態及不同形狀的角況。除了角況以外，耳朵的缺刻及其位置、毛色和體態等也是辨識依據。所有個體辨識皆由三位研究者獨立進行，再互相比對之後決定最後結果，以減少主觀判斷的偏差。

四、模式選擇與資料分析

本研究評估不同的捕捉回合長度、捕獲率模式與族群量估算法的最佳組合。每個捕捉回合的長度分為 12 小時、1 天、2 天及 3 天。捕獲率模式則依照 Otis *et al.* (1978) 提出的可能影響因子，包含下列運算捕獲率的模式：

M_0 ：每隻動物在每次捕捉期間有相同的捕獲率。無關動物行為反應、時間變化或個體間的差異，且每次的捕捉事件是互相獨立的。

M_1 ：捕獲率只隨時間而改變。單次的捕捉事件裡，族群裡的所有個體都有相同被捕捉的機率，但不同的捕捉回合可能有不同的捕獲率。

M_b ：捕獲率只隨動物的行為而改變。第一次的捕捉事件影響了之後的捕獲率，例如動物經歷過第一次的捕捉後，更容易被陷阱吸引而被捕捉，或是刻意避開陷阱而降低被捕捉的機率。此模式假設每次捕捉回合裡，從未被捕捉過的個體和曾被捕捉過的個體有不同的被捕獲率。

M_h ：個體間有不同的被捕獲率。族群裡的每隻個體有獨立的被捕獲率，但不會因為是否曾被捕捉過而改變，亦不會因為時間推移而改變。

上述各個模式除 M_0 之外又可以兩兩組合 (M_{bh} , M_{th} , M_{bh})，或三個組合 (M_{bth})，成為同時考量兩個或三個因子的模式，每種捕獲率模式下又有不同的族群量估計方法(詳見軟體的說明)。不同的回合長度、捕獲率模式，及每種捕獲率模式下的族群量估計方法形成不同的組合，使得一個樣區的族群量最多可能有 100 個估計值。每隻個體以 0 或 1 表示每回合有或沒有被捕捉，再整理成捕捉史(capture history)矩陣，最後將矩陣資料以 CARE-2(Chao 2001)軟體來估算雄鹿族群量。

本研究以下列方法挑選最合適的估計值。首先，各種捕獲率模式估算的結果，必須考慮水鹿的生物學與試驗的設計方式，再參考

統計資料決定出最合適的估算模式。由於本研究使用鹽塊做誘餌，因此誘餌的存在與否可能會對捕獲率造成影響，故可能需要 M_1 模式。本研究以鹽塊的存續時間及每回合捕獲個體數評估 M_1 模式的必要性，以卡方分析進行適合度檢定(Goodness of fit test)，以檢驗每回合捕獲個體數是否顯著偏離平均值，若未偏離則表示捕獲率並不隨時間而改變。目前並未有資料顯示自動相機會改變水鹿的行為而影響捕獲率，因此暫不考慮 M_b 模式。而試驗前無法得知台灣水鹿個體之間的被捕獲率是否相同，故不排除使用 M_h 模式。本研究以卡方分析進行適合度檢定，以檢驗每隻個體的被捕獲次數是否有顯著偏離平均值，若未顯著偏離則表示個體之間的被捕獲率並無差異。其次，若估計值小於或等於實際捕獲量(可辨認的個體數)，則不具任何估計的意義，因此不考慮該估計模式。對 CARE-2 軟體的統計資料而言，好的估算模式必須具備穩定的估計值與較小的標準誤兩個條件(趙蓮菊，私人通訊)。最後擁有最小標準誤的估計法組合(包含回合長度、捕獲率模式與計算方法)即為本研究建議的最佳估算模式。

五、有效面積與台灣水鹿密度估算

估算密度所需之有效面積的數值以自動照相機所涵蓋的最小凸多邊形面積為計算基準，再向外延伸台灣水鹿平均最大移動距離的一半作為緩衝區，即為有效面積。最小凸多邊形面積以 AcrGIS 與免費套件 Hawth's Analysis tool (<http://www.spatialecology.com/htools>) 計算。平均最大移動距離則是每隻個體被拍攝到的相機中相距最遠的兩相機點間距，最後將所有個體之該數值平均而來(Karanth and Nichols 1998)。另外，為了避免因樣區面積較小而低估

最大移動距離，進而高估水鹿族群密度，本研究另以王等(2010)提出太魯閣地區雄鹿夏季平均日移動距離 559 m 的 1/2 做為緩衝區寬度，或是成年雄鹿 8 月活動範圍 8.71 km² 的 1/2 做為緩衝區面積。最後以 ArcGIS 和國立屏東科技大學森林系陳朝圳教授的資源遙測研究團隊所發展的套件工具 NPUSTCA tool，計算最小凸多邊形面積與緩衝區面積的總和，即求得有效面積。

依自動照相機所攝得雄鹿與雌鹿隻次，計算兩個性別所佔的百分比。將最適之模式估算出來的雄鹿族群量依百分比推算成體台灣水鹿的族群量。最後以成體台灣水鹿的族群量除以有效面積即可得到成體台灣水鹿的族群密度。

結 果

一、布新營地樣區

從照片中總共辨認出 11 隻成體雄鹿，其中 10 隻於 5 天之內即出現，第 11 隻於第 10.5 天才出現（圖 2.a）。估算結果中， M_0 、 M_t 、 M_b 的族群量估計值幾乎接近於觀測值(11)，甚至還有低於觀測值的估計值； M_{tb} 、 M_{bh} 、 M_{tbh} 無法估計或是估計值小於或等於觀測值，因此僅 M_b 及 M_{tb} 模式的結果可採用(表 1)。 M_b 模式下的標準誤介於 1.86–5.06， M_{tb} 模式下的標準誤介於 2.76–4.71，其中標準誤最小的為 2 天為一回合時 $M_b(EE)$ 的估計值，但其他回合長度中 $M_b(EE)$ 的表現極不穩定（表 1）。在各種回合長度下，族群量估計值最穩定的為 $M_b(JK1)$ ，其族群量估計值最大(13.9)與最小值(13.4)僅相差 0.5（表 1），且標準誤介於 2.04–2.12，平均而言也是各模式與統計法的組合中最小的標準誤（表 1），因此本研究建議採用

$M_b(JK1)$ 的估計值。此外，11 隻個體被捕獲次數差異極大（圖 3），亦說明 M_b 模式的必要性。雖然在 $M_b(JK1)$ 的模式下，各種回合長度中以 3 天為一回合所得的標準誤最小，但各種回合長度的估計值與標準誤差異極小，因此本研究建議以最符合一般工作模式的一天一回合為準。因此，布新營地共進行 12 回合的捕捉，雄性成體族群量為 13.8，標準誤 2.12，95 % 信賴區間為(9.6, 17.9)。雄鹿的平均拍攝隻次百分比為 27.9 %，因此可推得布新營地成體台灣水鹿族群量的估計值約為 49 隻，95 % 信賴區間為(34, 64)。

布新營地樣區相機所涵蓋的最小凸多邊形面積為 0.16 km²。被重複捕捉到雄鹿($n = 7$)的平均最大移動距離為 402.40 m $\pm$ 39 m，故緩衝區寬度為 201.2 m。得到布新營地樣區的有效面積為 0.63 km²，因此可得出樣區內成體台灣水鹿的密度估計值為 77 隻 / km²，95 % 信賴區間為(54, 102)隻 / km²。若是以王等(2010)提出太魯閣地區雄鹿夏季平均日移動距離 559 m 的 1/2 做為緩衝區寬度，或是成年雄鹿 8 月活動範圍 8.71 km² 的 1/2 做為緩衝區面積，則布新營地樣區的有效面積分別為 0.88 km² 或 4.52 km²。成體台灣水鹿的密度則為 55.7 $\pm$ 17 隻 / km² 或 10.8 $\pm$ 3.3 隻 / km²。因此，布新營地樣區的有效面積，可視為介於 0.63–4.52 km²，成體台灣水鹿的密度則介於 10.8–77 隻 / km²。

二、拉庫音溪樣區

在拉庫音溪樣區中共辨識 50 隻雄性成體的台灣水鹿，其中 38 隻於 10 天之內出現，到第 12.5 天都不再有新個體出現，第 13 天起個體數再次增加，並穩定上升至調查結束（圖 2.b）。 M_0 、 M_t 、 M_b 的族群量估計值極不穩定

或無法估計， M_{bh} 、 M_{bh} 、 M_{th} 、 M_{th} 則大多無法估計（表 1），因此僅可比較 M_h 及 M_{th} 模式的結果。其中 $M_h(JK1)$ 的表現明顯優於其他捕獲率模式，除了估計值較為穩定，標準誤也最小

（表 1），因此在拉庫音溪樣區同樣採用一天一回的 $M_h(JK1)$ 的估計值，共 16 回合，亦即雄性成體族群量為 89.3，標準誤 8.8，95 % 信賴區間為 (72.0, 106.5)。

表 1. 各種捕獲率模式及回合長度下，布新營地與拉庫音溪樣區雄性成體台灣水鹿族群量估計值。N，族群量；SE，標準誤；SC，sample coverage；JK，Jackknife；IntJK，interpolated Jackknife；EE，estimating equation

Table 1. Estimates of adult male sambar deer population size at Bushin camping area and Lakuin River from various capture probability models and lengths of occasion. N, population size; SE, standard error. SC, sample coverage; JK, Jackknife; IntJK, interpolated Jackknife; EE, estimating equation

Capture prob. models	Duration of an occasion							
	12hrs		1 day		2 days		3days	
Bushin	N	SE	N	SE	N	SE	N	SE
$M_h(SC1)$	14.6	4.53	14.1	3.87	13.5	3.21	13.3	3.03
$M_h(SC2)$	14.5	4.62	13.9	3.47	12.9	2.68	12.1	2.31
$M_h(JK1)$	13.9	2.12	13.8	2.12	13.6	2.11	13.4	2.04
$M_h(JK2)$	14.0	3.32	14.0	3.27	13.9	3.05	13.4	2.78
$M_h(IntJK)$	13.9	5.06	13.8	4.03	13.6	2.84	13.4	2.15
$M_h(EE)$	11.0	0	N/A	N/A	12.8	1.86	12.8	2.46
$M_{th}(SC1)$	14.6	4.24	14.1	4.25	13.6	3.61	13.5	3.47
$M_{th}(SC2)$	14.5	4.71	13.9	3.92	13.0	3.18	12.2	2.76
Lakuin	N	SE	N	SE	N	SE	N	SE
$M_h(SC1)$	233.3	90.23	224.6	141.77	228.2	163.08	715	483.3
$M_h(SC2)$	226.3	95.68	210.5	123.21	196.5	123.07	480	324.96
$M_h(JK1)$	92.7	9.43	89.3	8.8	86.6	8.68	84.8	8.02
$M_h(JK2)$	128.5	15.71	122.0	14.53	115	13.46	111.5	12.15
$M_h(IntJK)$	200.5	46.59	184.6	39.83	161.4	27.91	129.3	14.98
$M_h(EE)$	219.4	65.68	207.9	72.08	182.2	67.34	N/A	N/A
$M_{th}(SC1)$	233.3	119.98	229.8	168.46	260.3	212.93	881.8	564.93
$M_{th}(SC2)$	226.3	119.83	210.5	156.01	202.3	163.53	523.5	377.15

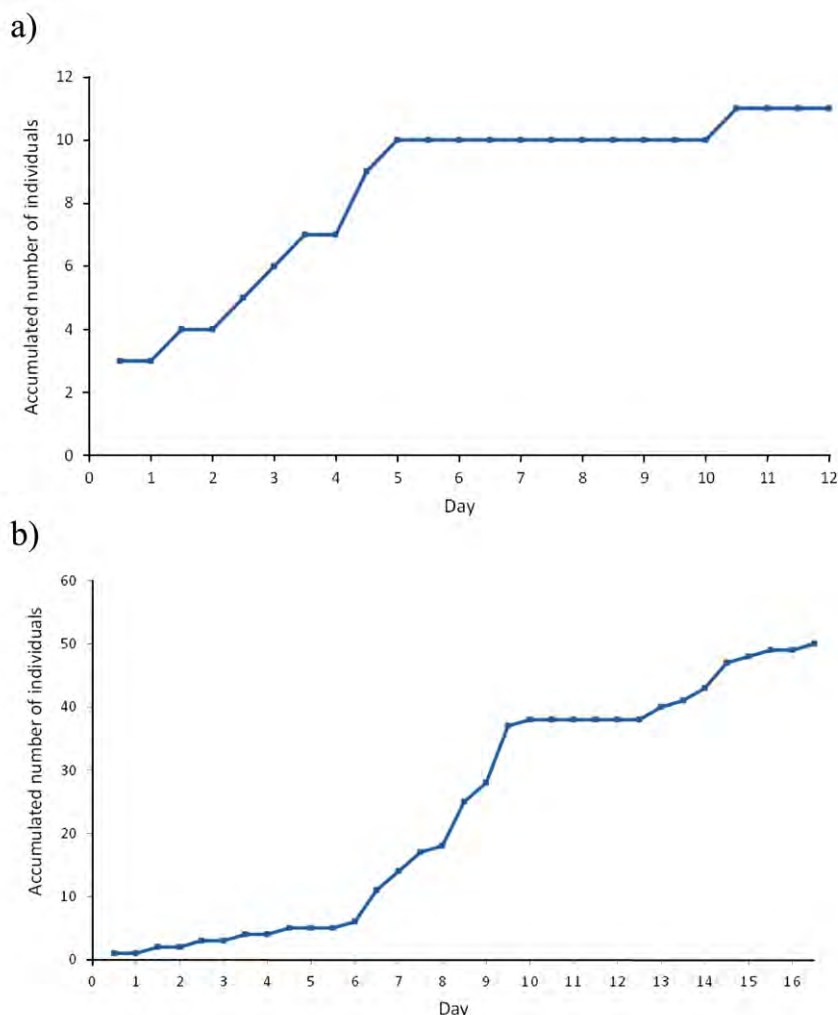


圖 2. 自動相機逐日累積捕獲雄性台灣水鹿個體數。a) 布新營地，b) 拉庫音溪樣區。

Figure 2. Daily accumulated number of adult male Formosan sambar captured by camera traps. a) Bushin camping area; b) LakuinRiver.

此樣區內每隻個體被拍攝均未超過 3 次，且僅有 3 隻個體於相鄰的 2 台相機被拍攝到，其餘個體均僅被 1 台相機拍攝到，亦即台灣水鹿在此樣區裡被重複捕捉的次數太低，以至於無法估算平均最大移動距離。故以布新營地樣區得到的平均最大移動距離做為運算拉庫音溪樣區有效面積和密度之依據。拉庫音溪樣區

雄鹿的拍攝隻次百分比為 59.1%，得出成體水鹿族群量為 151 隻，95 %信賴區間為(121.8, 180.2)；有效面積為 15.2 km²，密度估計值約為 9.9 隻 / km²，95 %信賴區間(8, 11.8)隻 / km²。同樣以王等(2010)提出的平均日移動距離 559 m 的 1/2 做為緩衝區寬度，或是成年雄鹿 8 月活動範圍 8.71 km² 的 1/2 做為緩衝區面積，

則有效面積分別為 16.49 km² 或 16.35 km²。成體台灣水鹿的密度則為 9.2±1.77 隻 / km² 或 9.2±1.79 隻 / km²。因此，拉庫音溪樣區的有效面積，可視為介於 15.2–16.49 km²，成體台灣水鹿的密度則介於 9.2–9.9 隻 / km²。

三、模式選擇

由於拉庫音溪樣區最高的重複捕捉次數僅3次，難以比較個體間的被捕獲率差異，因此下面僅呈現布新營地樣區的結果。從鹽塊存在的時間與個體被捕捉的時間來看，50 %以上的鹽塊在2天內消失、96 %的鹽塊在4天內消失，因此捕捉期間前後期的捕捉效率可能有差異。依照上述的模式選擇，以一天一回合為標

準來看，布新營地在12個捕捉回合中，平均每回合捕獲個體數為5.7，且每回合捕獲的個體數並沒有顯著偏離平均值($\chi^2=9.24$, $df=10$, $p=0.509$)，顯示各捕捉回合捕捉到的個體數量是很平均的，鹽塊存在與否並未影響每回合的捕獲個體數，因此 M_t 模式並非絕對必要。布新營地所捕獲的11隻個體，被捕獲次數介於1–17（圖3），平均每隻個體被捕獲6.18次，每隻個體被捕獲次數顯著偏離平均值($\chi^2=66.28$, $df=9$, $p<0.001$)，代表個體之間的被捕獲率差異極大，需考慮 M_h 模式。因此，唯一需要考慮的捕獲率模式為 M_h 模式，此結果與上述的最佳族群量估計模式吻合。

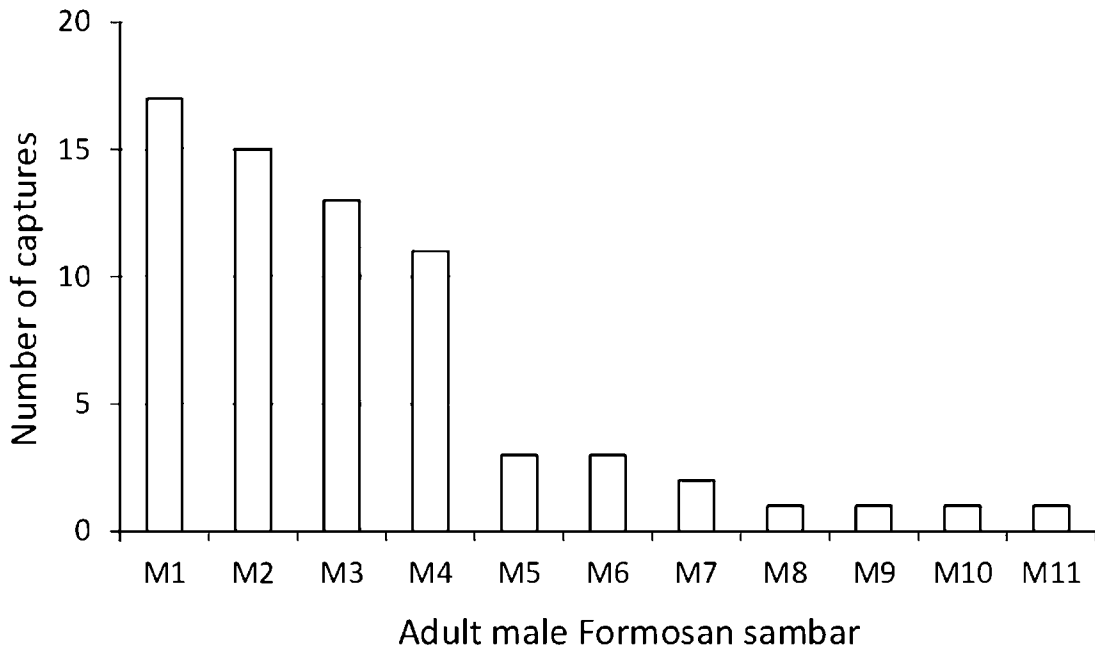


圖 3. 布新營地樣區 11 隻雄性成體台灣水鹿被捕獲次數。

Fig. 3. Number of captures for 11 adult male Formosan sambar at Bushin camping area.

討 論

一、密度估算

相較於李等(2006)以穿越帶糞堆技術法估算之玉里野生動物保護區的台灣水鹿族群密度(10.6隻 / km²)，與本研究的拉庫音溪樣區密度相近，但布新營地樣區密度則高出許多。若與其他國家相比較，Varman and Sukumar (1995)於南印度以穿越線法估算水鹿的密度為 6.61 ± 1.07 隻 / km²；Kumar (2000)於北印度估算保留區內水鹿密度為 10.7 隻 / km²；同樣南印度，在Bhadra老虎保留區內，以穿越線調查水鹿的密度為 0.89 隻 / km²(Jathanna *et al.* 2003)；西印度水鹿密度估計值為 17.1 隻 / km² (Bagchi *et al.* 2004)。若是參考其他鹿種的密度，Hewison (2007)對Roe deer於森林性樣區裡的密度估測為 34.3 隻 / km²。本研究在布新營地估算出之水鹿族群密度，與國內外大多數研究相比皆高出許多。

造成布新營地密度高估的原因有兩種可能，一是族群量的高估，二是有效面積的低估。高估族群量的變因中，其中之一為本研究利用照片中兩性的照片張數比例換算出性別百分比。Leslie Jr (2011)彙整印度不同地區水鹿族群結構 (Schaller 1967；Karanth and Sunquist 1992；Varman and Sukumar 1993；Karanth and Sunquist 1995)，成體雄鹿佔所有成體水鹿的百分比(將亞成體雄鹿及亞成體雌鹿納入計算，後文簡稱公水鹿比例)為 $30.0 \pm 6.4\%$ ，與本研究布新營地的公水鹿比例(27.9%)並無差異，但與拉庫音溪的59.1%差距較大。而在台灣，李等(2006)於玉里野生動物保護區利用糞堆記數法估計得高海拔樣區公水鹿比例平均為 24.5% (未移除排遺法)或 15.7% (事先移除排遺法)，而同一時間底片型自動相機拍攝的公水鹿

比例為 23.2%，亦與布新營地結果相當接近。而李玲玲及林宗以於 2007~2008 年以數位相機獲得拉庫音溪公鹿比例為 41.8% (林，未發表資料)，低於本研究拉庫音溪的結果。然而裴及姜(2004)以底片式自動相機在大武山地區的拍攝結果為雄性比例約 62.5%，則與拉庫音溪的結果較近。Leslie Jr (2011)指出水鹿性別比例可能受到天敵有無、天敵數量、選擇性獵捕壓力及雌雄幼鹿死亡率差異大小而有所差異，然而，一般而言，受到雄性幼鹿及成鹿有較高死亡率的影響，一般成體雄鹿的比例均低於成體雌鹿。除了地區的差異外，Jacobson *et al.* (1997)發現不同密度的自動相機樣點會影響雌雄成鹿被偵測到的比例，當相機密度降低時，雖然雌雄成鹿的被偵測率均下降，然而在低密度相機時，雄性成鹿被相機偵測的比例高於雌性成鹿，因而會高估雄性成鹿比例，說明相機配置密度會影響性別估算，因而在數量估算上產生誤差。因此，相機配置密度對水鹿性別比例估算的影響，有待未來研究進一步釐清。

對於是否低估有效面積，於布新營地樣區自動照相機所涵蓋的面積為 0.16 km²，即使加上緩衝區的有效面積(0.63 km²)仍小於王等(2010)所提出的成年雄鹿 8 月的活動範圍 8.71 km²，也小於核心活動範圍 0.82 km²。反之，在拉庫音溪樣區由照片所估計的有效面積與參考王等(2010)的研究結果所估計的有效面積則相當接近。顯示若樣區面積較小，雄性個體在捕捉期間的實際活動範圍可能超出相機所涵蓋的範圍，則利用這些相機所估計的雄鹿平均最大移動距離可能被低估，緩衝區寬度、有效面積亦隨之低估。因此當樣區面積可能小於個體實際活動範圍時，建議應參考無線電追蹤結果或大面積樣區的拍照結果決定最大日活動距離及有效面積。

上述的討論顯示有效面積的定義大大影響了族群密度的估計值，但有效面積的估計（特別是緩衝區的計算方法）並沒有任何理論依據，也因此成了密度估算中最具爭議性的參數之一(Royle and Gardner 2011)。然而，動物在空間中的分布幾乎不可能成均勻分布，水鹿尤其會受到水源及鹽分的吸引而在夜間出現於水池或營地等區域，因此在特定時間與地區會有高度集中的現象。例如布新營地即同時具備水源與人類帶來的鹽分等條件，本研究曾於夜間在布新營地目擊14隻以上成體水鹿同時出現，顯然高於 $10.8 \text{ 隻} / \text{km}^2$ 的估計值，但日間則幾乎不曾目擊。若以布新營地狹小的範圍而言，水鹿的族群密度估計值的確遠高於一般研究的結果，但若以更大的尺度來看，這些水鹿個體僅是在其廣大的活動範圍內暫時集中於小面積的營地而已。以相機或其他捕捉標放法估計族群密度的特點之一，就是無論個體或族群是否長期停留於樣區內，凡曾經出現於樣區內的個體都有機會被捕獲，因此密度估計值應視為樣區內動物最大的可能密度，而不一定是樣區內長期穩定的動物密度。對於小面積的樣區而言，樣區內個體數隨時間的變動極大，但動物卻因相機密度較高而更容易被捕獲，再加上有效面積小，極易造成密度估計值高於一般經驗。相反的，大面積的樣區因涵蓋大部分個體的完整活動範圍，因此不容易有個體數的變動，而動物被捕獲機率卻因樣區面積廣大而降低，造成密度估計值容易低於一般經驗。因此要如何看待族群密度的估計值，端視研究者所關心的時間與空間尺度，並注意樣區面積與動物活動範圍的相對大小。

此外，雖然緩衝區的定義存在爭議，但從取樣的觀點來看，相機應隨機或平均分佈於欲估計族群密度的範圍內。例如欲估計某保護區

內的動物族群密度，則相機就要在該保護區內隨機或平均分布。因此，有效面積的定義應不能超出相機分佈範圍太多。本研究建議相機分布範圍至少要大於一隻水鹿的活動範圍，如果相機分佈範圍小（例如本研究的布新營地），本研究建議應只應用此法來估算數量，避免造成誤差過大與爭議。

二、模式選擇

對於估算模式的選擇，應該先對目標物種的生物特性與實驗的設計，做合理推斷下，再以統計資訊對模式做出選擇。本研究中使用鹽塊吸引台灣水鹿以增加其被自動照相機捕獲的機率，然而從鹽塊持續的時間和每一捕捉回合所捕捉到的水鹿數量來看，前者存有時間差異，後者並無時間差異。亦即估計期間鹽塊並非穩定存在，但每一回合捕獲的水鹿數量卻相對穩定。再者，在布新營地樣區中， $M_h(\text{JK1})$ 模式與兩個 M_{dh} 的估計值相似，但是 M_{dh} 估計值的標準誤卻比 $M_h(\text{JK1})$ 模式高，代表 M_t 模式的加入，並不能提高估計值，反而降低了估算的準確度。故不需要將「每次捕捉事件有不同的捕獲率」的因素考慮進去。此外，雖然從本研究的資料無法斷定鹽塊完全不會對水鹿的出現與否產生影響，但至少可以推測出試驗期間內鹽塊消耗的速度，尚不足以對水鹿的出現產生影響。也許鹽塊被消耗之後，其吸引水鹿的效力還在，若是將試驗期間加長，以及增設一個無鹽塊的照相機點做為對照，可能鹽塊存在與否對於捕獲率的關係，就能從資料中顯示出來。以本研究對布新營地樣區的試驗方法，尚可不使用 M_t 模式。若使用不同誘餌、更長的試驗時間，就需要再次評估。

研究中選用之自動照相機外型仿樹幹紋路，顏色為綠色到咖啡色的迷彩，運作時不會

發出聲音，故野生動物難以察覺此陷阱（自動照相機）的存在，不易因捕捉事件而改變行為。唯Cuddeback的兩款自動相機在光線不足的條件下會自動啟動閃光燈，尚有造成被捕捉動物行為產生變異的可能。從拍得的照片裡發現，台灣水鹿在閃光燈下仍維持原本的動作，因為連拍照片和影片裡偶爾可以發現台灣水鹿對自動照相機有好奇查看的行為，但是查看之後都維持原來的覓食或行走等動作，因此推斷捕捉事件不會造成行為變異，不適合使用因陷阱而改變捕獲率的 M_h 模式。

從生物學的角度來看，每隻個體，多少存有程度不一的差異性，所以需要考慮 M_h 模式。而從布新營地樣區不同雄鹿個體被捕獲次數之巨大差異來看，個體差異仍為必要的考量因素。另外，在 M_h 模式下，CARE-2軟體會對影響 M_h 模式的個體異質性做變異係數統計，其結果高達 $0.68-1$ ，也顯示估算族群量時必須考慮此模式。本研究對兩個樣區最終皆選定以 $M_h(JK1)$ 做為捕獲率估算模式，顯示在不同樣區面積、相機數目、相機分佈方式、捕捉回合數之下， $M_h(JK1)$ 皆能有穩定的表現，是適合台灣水鹿族群密度估計的捕獲率模式。

三、單次捕捉歷時

將連續資料切成離散資料時，越多的捕捉回合，表示估算的參數越多，需要有較大的資料量；反之，則會導致分析的模型過於簡化，而忽略一些可能的參數。本研究發現以1至3天為一回合的捕捉回合定義都適合用來估算水鹿族群量，因此未來研究人員可針對研究目的與實際操作情況彈性調整捕捉回合長度的定義，當估計期間較短時，以一天為一個捕捉回合即可；當估計期間較長，但資料量較少（捕獲個體數較少）時，則可以延長至3天為一個

捕捉回合，以減少需要估計的參數。

四、捕捉總時間

為了符合封閉族群的前提，本研究將取樣時間盡可能的縮短與密集，讓取樣時間極度短於大型哺乳動物的生命週期，以降低取樣時間內遇到出生與死亡事件的可能。並且取樣時間也短於角週期，避免做為個體辨認主要特徵的鹿角，於取樣期間發生無法辨認或誤判的改變（如解角）。從每回合累積的捕捉個體數來看，在布新營地樣區的第5到10天呈現穩定的總捕獲個體數，應該是最符合封閉族群前提的監測時間。而拉庫音溪樣區的累積捕獲個體數在第10-12.5天期間穩定不變，持續上升，短暫持平後又繼續增加，表示在大面積的樣區需要更長的捕捉總時間。並且此樣區雖然辨認出較多個體，可是成體雄鹿估計值卻沒有因此更穩定，反而其標準誤仍偏大，同樣顯示大面積的樣區需要更長的捕捉總時間，或更多的相機，以便在短時間內得到更多的資料。綜合兩個樣區的結果發現，無論樣區面積大小，10天左右的監測應可以獲得合理的封閉族群量，但對於大面積的樣區而言，需要更長的時間與更多的相機，才能降低族群量估計值的不確定性。

謝 誌

本研究係承玉山國家公園管理處委託計畫：「玉山國家公園新康山區中大型哺乳動物監測暨水鹿族群生態調查(契約編號：(99)玉保契字第 99-LA16 號)」之經費補助，特此致謝。特有生物研究保育中心動物組哺乳類研究室提供研究上與器材之協助。清華大學統計研究所趙蓮菊教授及邱春火博士在水鹿族群估算試驗設計及統計分析提供寶貴意見。林務局台

東林管處向陽國家森林遊樂區及台東縣警察局向陽派出所等單位之諸位先生、女士在行政或器材提供支援。屏東科技大學野生動物保育研究所賴鈞銘、陳莉恩、葉書宜、李文瑄等同學協助照片辨識與資料處理。野外資料之收集則有賴熱心野生動物保育的朋友顏士致、陳俞佑、林志忠、陳長泉、陳懿文、林羽珊、李韶曄、陳邦光、陳大森等不辭辛勞的全力協助，特此表達萬分之感謝。

參考文獻

- 王穎、顏士清、林子揚、陳匡洵、廖昱銓、賴冠榮。2010。奇萊山區台灣水鹿之活動模式與空間使用。內政部營建署太魯閣國家公園管理處。
- 李玲玲、林宗以、池文傑。2007。玉山國家公園南二段地區中大型哺乳動物調查暨台灣水鹿族群監測計畫。內政部營建署玉山國家公園管理處。
- 李玲玲、林宗以、蔡振光。2006。台灣水鹿食性暨玉里野生動物保護區水鹿族群生態研究(三)。行政院農業委員會林務局保育研究系列第 93-2 號。
- 林良恭、孫義方、喬雅玲、徐歷鵬、賴伯琦、黃重期。2009。玉山國家公園郡大觀高地區生物資源調查。內政部營建署玉山國家公園管理處。
- 林良恭、江智民、喬雅玲、徐歷鵬、賴伯琦、黃重期。2010。玉山國家公園郡大溪流地區生物資源勘查。內政部營建署玉山國家公園管理處。
- 林宗以。2008。玉山國家公園南二段東埔至向陽哺乳動物相普查。內政部營建署玉山國家公園管理處。
- 林宗以。2011。玉里野生動物保護區台灣水鹿 (*Rusa unicolor swinhoii*) 棲地利用與密度估算。國立台灣大學生態學與演化生物學研究所碩士論文。
- 翁國精、林宗以、蔡及文。2009。玉山國家公園新康山區暨南二段中大型哺乳動物調查計畫。內政部營建署玉山國家公園管理處。
- 翁國精、林宗以、張書德、范震華。2010。玉山國家公園新康山區中大型哺乳動物監測暨水鹿族群生態調查。內政部營建署玉山國家公園管理處。
- 姜博仁、蔡世超、吳禎祺、林宗億。2010。玉山與塔塔加地區中大型哺乳動物與生物多樣性之長期監測計畫。玉山國家公園管理處。
- 裴家騏、姜博仁。2004。大武山自然保留區及其周邊地區雲豹及其他中大型動物之現況與保育研究(三)。行政院農委會林務局保育研究 92-2 號。
- Bagchi, S., S. P. Goyal, and K. Sankar. 2004. Herbivore density and biomass in a semi-arid tropical dry deciduous forest of western India. *Journal of Tropical Ecology* 20:475-478.
- Chao, A. 2001. An overview of closed capture-recapture models. *Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics* 6:158-175.
- Côté, S. D., T. P. Rooney, J. P. Tremblay, C. Dussault and D. M. Waller. 2004. Ecological impacts of deer overabundance. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 35:113-147.
- Hewison, A. J. M., J. M. Angibault, B. Cargnelutti, A. Coulon, J. L. Rames, E. Serrano, H.

- Verheyden and N. Morellet. 2007. Using radio-tracking and direct observation to estimate roe deer *Capreolus capreolus* density in a fragmented landscape: a pilot study. *Wildlife Biology* 13:313-320.
- Jacobson, H. A., J. C. Kroll, R. W. Browning, B. H. Koerth, and M. H. Conway. 1997. Infrared-triggered cameras for censusing white-tailed deer. *Wildlife Society Bulletin* 25:547-556.
- Jathanna, D., K. U. Karanth and A. J. T. Johnsingh. 2003. Estimation of large herbivore densities in the tropical forests of southern India using distance sampling. *Journal of Zoology* 261:285-290.
- Karanth, K. U. 1995. Estimating tiger *Pantheratigris* populations from camera trap data using capture-recapture models. *Biological Conservation* 71:333-338.
- Karanth, K. U. and M. E. Sunquist. 1992. Population structure, density and biomass of large herbivores in the tropical forests of Nagarhole, India. *Journal of Tropical Ecology* 8:21-35.
- Karanth, K. U. and M. E. Sunquist. 1995. Prey Selection by Tiger, Leopard and Dhole in Tropical Forests. *Journal of Animal Ecology* 64:439-450.
- Kumar, N. S. 2000. Ungulate density and biomass in the tropical semi-arid forest of Ranthambore, India. Pondicherry University.
- Leslie Jr, D. M. 2011. *Rusa unicolor* (Artiodactyla: Cervidae). *Mammalian Species* 43:1-30.
- O'Brien, T. G. 2011. Abundance, density and relative abundance: a conceptual framework. pp. 71-96. In: O'Connell, A. F., J. D. Nichols and K. U. Karanth (eds). *Camera Traps in Animal Ecology: Methods and Analyses*. Springer. New York, New York.
- Otis, D., K. Burnham, G. White, and D. Anderson .1978. Statistical inference from capture data on closed animal populations. *Wildlife Monographs* 62:3-135.
- Royle, J. A. and B. Gardner. 2011. Hierarchical spatial capture-recapture models for estimating density from trapping arrays. pp. 163-190. In: A. F. O'Connell, J. D. Nichols and K. U. Karanth (eds). *Camera Traps in Animal Ecology: Methods and Analyses*. Springer, New York, New York.
- Schaller, G. B. 1967. The deer and the tiger: a study of wildlife in India. University of Chicago Press, Chicago, Illinois.
- Tilghman, N. G. 1989. Impacts of white-tailed deer on forest regeneration in northwestern Pennsylvania. *The Journal of Wildlife Management* 53:524-532.
- Varman, K. S. and R. Sukumar. 1993. Ecology of sambar in Mudumalai Sanctuary, southern India. Pp. 273-284 in *Deer in China: biology and management* (N. Ohtaishi and H. -L. Sheng, eds.). Elsevier Science Publishers, Amsterdam, The Netherlands.
- Varman, K. S. and R. Sukumar. 1995. The line transect method for estimating densities of large mammals in a tropical deciduous forest: An evaluation of models and field experiments. *Journal of Biosciences* 20:273-287.

太麻里研究中心闊葉樹混植造林地內三種草食獸之族群監測

Population monitoring of three herbivores in a hardwood mixed plantation of Taimali Research Center, TFRI

劉一新*

I-Hsin Liu*

行政院農業委員會林業試驗所 10066 台北市中正區南海路 53 號

Taiwan Forestry Research Institute, 53 Nanhai Road, Taipei 10066, Taiwan

*通訊作者: ihsinliu@serv.tfri.gov.tw

*Corresponding author: ihsinliu@serv.tfri.gov.tw

摘 要

本研究自 2012 年 7 月至 2013 年 12 月，於林業試驗所太麻里研究中心的闊葉樹混植造林地，以 Reconyx PC 800 型自動感應相機監測山羌、水鹿及台灣野山羊的族群動態。經過 18 個月的連續監測，累積總紀錄 730 筆，時間 20 小時 26 分 40 秒，可辨識照片 11,810 張。以出現指數(OI)與棲地利用指數(HUI)分析三種動物的相對豐度與棲地利用發現：三種動物於本造林地內的豐度較自然條件下為高，其中 OI 值以山羌最高(170.0)，水鹿次之(45.4)，台灣野山羊最低(12.4)，其比例約為 15 : 4 : 1。比較其區域分布、季節分布，與活動模式發現：山羌在棲地選擇上，具有最高的專一性，且偏好鬱閉度較低的林分。其區域分布與台灣野山羊的重疊性較高，而與水鹿不同。三種動物的豐度於各監測月間均呈明顯波動，唯三者的峰期不一致。三種動物基本上日夜都會活動，且均以晨昏為其活動的高峰，唯活動峰期仍有差別。研究結果初步顯示，三種草食獸在豐度及棲地利用上呈現區域、季節及時段分布的差異性，此點或與有效運用棲地資源有關。本研究也指出，經設計的生態育林作業，可兼顧野生動物經營與保育的目的。

Abstract

During July 2012 to December 2013, Reconyx PC 800 auto-sensing camera was used to monitor the population dynamics of three herbivores: *Muntiacus reevesi imicrurus*, *Rusa unicolor swinhoi* and *Naemorhedus swinhoi* at a mixed hardwood plantation in Taimali Research Center, Taiwan Forestry Research Institute (TFRI). By 18 months of continuous monitoring, 730 records with 20hr.26min.26sec. and 11,810 distinguishable pictures were cumulated. Occurrence index (OI) and habitat utilization index (HUI) were used to compare the relative abundance and habitat utilization trends of these three herbivores. Comparing with the value under natural condition, a relatively higher OI of these three mammals occurred at the plantation, with a ratio of 15 : 4 : 1, and the highest OI occurred in *M. reevesi* (170.0), followed by *R. unicolor swinhoi* (45.4), and *N. swinhoi* (12.4). Comparing the regional, seasonal and interval distribution of these three herbivores, the highest habitat specificity occurred in *M. reevesi*, and had a similar habit preference with *N. swinhoi*. Meanwhile, obvious contrast of habitat preference occurred in *R. unicolor swinhoi*. Apparent fluctuation was observed of these three animal's population in every monitoring month, but the peak was inconsistent with each other. All three animals are both nocturnal and diurnal, and higher activity also occurred at the intervals of dusk and dawn, but the activity peak showed no consistency. The results of this study revealed that different regional, seasonal, and time interval distribution occurred among these three mammals, and revealed that a mechanism for using habitat resources effectively may existed. The study suggested that the goals of wildlife management and conservation could be accomplished simultaneously through appropriately designed ecological silvicultural operations.

關鍵詞：闊葉樹混植造林地、族群動態、棲地利用指數、野生動物經營、生態育林

Key words: mixed hardwoods plantation, population dynamics, habitat utilization index, wildlife management, ecological silviculture

收件日期：2014 年 04 月 21 日 接受日期：2014 年 09 月 30 日

Received: April 21, 2014

Accepted: September 30, 2014

前 言

水鹿 (Formosan sambar, *Rusa unicolor swinhoi*)、山羌 (Formosan muntjac, *Muntiacus*

reevesi)、台灣野山羊 (Formosan serow, *Naemorhedus swinhoi*) 為台灣中高海拔森林內三種具代表性的共域草食獸，在野生動物保育及經營議題中佔有重要的學術研究地位。近年

針對水鹿所進行的研究計畫甚多，研究方向包括行為(郭 2005)、食性(李等 2006)、族群狀況監測(李等 2007；翁等 2010)、活動模式(王等 2010；裴及姜 2004)、分布預測與空間使用(廖及王 2011；顏及王 2011)等，對於台灣水鹿基本資料庫的建立具有極大的貢獻。水鹿為台灣特有亞種，其族群數量曾因棲地破碎化與狩獵壓力一度銳減，直到近年才逐漸回昇。對此，王等(2012)曾就水鹿族群間的遺傳分化與棲地選擇進行研究，期使物種與棲地二層級的保育策略相接軌。

山羌是台灣鹿科動物中體型最小的一種。李等(2002)曾於林業試驗所福山植物園進行山羌的棲地選擇，及其與森林交互影響之研究，在生態指標物種的選擇上，提供重要的參據。王等(2004)曾收集台灣各區的山羌樣本，進行族群演化與遺傳變異分析，發現山羌的遺傳多樣性以台東地區最高，在保育與維持台灣山羌族群結構穩定上，具有重要地位。較諸其它的中、大型野生動物，山羌至今仍維持較高的出現頻率，而為自然教育解說的良好教材。王(2010)曾就人為干擾對福山植物園山羌行為的影響進行觀察，發現人類活動與環境特性均會影響山羌的行為表現，此點可供自然教育區經營規劃的參考。

台灣長鬃山羊又稱台灣野山羊，為台灣特有種動物，也是台灣唯一的野生牛科動物，蘇等(2008)以自動感應相機進行雪霸國家公園雪見地區野生動物族群監測發現：台灣野山羊喜好高海拔環境，為全日偏晨昏活動，並發現人為干擾會對其活動模式造成影響。

在草食獸與植被因子相關性的研究方面，李等(2006)曾調查玉里野生動物保護區台灣水鹿的數量，及其與植被因子的相關性，發現水鹿的族群密度以高海拔區域箭竹草地與

溫帶針葉林鑲嵌的地景類別密度最高，而中低海拔區域連續森林類別的檜木林與櫟林台灣水鹿密度很低，兩者差異顯著。不同樣區、坡度間台灣水鹿的族群密度也有顯著差異。整體而言，台灣水鹿的棲地利用在巨觀上受到棲地地理位置差異、地景結構、植被類型、平均坡度等因素的影響。

歷來於人工林內所進行的中、大型草食獸族群監測研究不多，林等(2011)曾於林務局南投林區管理處轆大事業區的柳杉(*Cryptomeria japonica*)人工造林地內，以紅外線自動相機監測疏伐作業前後，哺乳類動物的相對豐度與棲地因子的相關性。發現台灣野山羊的相對豐度與較厚的落葉層覆蓋度、較疏的林分密度、較低的樹木石塊覆蓋度有關。山羌則與較高的落葉層厚度相關，顯示森林撫育作業對動物群聚造成影響。

水鹿、山羌和台灣野山羊為台灣重要的保育類野生動物，其族群動態的監測，在野生動物保育及經營工作上，具極大的意義。蘇等(2008)謂：野生動物族群現況與豐富度的監測結果，為生態系經營之重要參據，除了解各物種棲地選擇的特性外，亦可進一步評估環境變遷對其族群分布與數量的影響。

以自動照相設備進行森林野生動物的調查與研究，在地形複雜且不易到達處有諸多優點，且有助於野生動物族群的長期監測(裴 1998；裴等 1997)。而新一代數位自動感應相機的使用，除突破傳統相機的架設限制外，亦大幅增加了資料的收集量，非常適合動物生態長期監測之用(蘇 2008)，王等(2012)曾採用 Reconyx HC500 型監測相機進行太魯閣國家公園陶塞溪流域及南湖山區中大型哺乳動物之調查。

林業試驗所太麻里研究中心於 1998 年 6

月，開始執行台灣原生闊葉樹種的生態育林計畫，選取烏心石(*Michelia formosana*)、光臘樹(*Fraxinus formosana*)、樟樹(*Cinnamomum camphora*)等 3 種台灣原生闊葉樹種，進行混植處理，希望在造林地中製造出面積與配置不一的核心與邊緣棲地，從而衍生出多樣化的區塊與棲地條件(劉 2010)。依據 2010-2012 年的生長調查結果顯示：造林木成活率、樹高、冠幅等生長介量於樹種、年度、栽植區與處理間均具極顯著差異，顯示林地組成與結構上的多樣性，已逐步發展成形(劉 2014b)。此一林分組成與結構上的分化，預期將在造林地內衍生出多樣化的生態區塊與棲地型態，並對野生動物的族群動態造成影響。

本研究乃針對造林地內的水鹿、山羌與台灣野山羊等三種共域草食獸，以紅外線自動感應相機進行長期、定點的監測，以瞭解這三種

草食獸在造林地內的豐度、分布、活動與棲地選擇之差異，以初步評估此一育林作業的生態效益，供人工林森林生態系經營策略卓參。

材料與方法

一、研究地點

本研究於行政院農業委員會林業試驗所太麻里研究中心第二林區第 18 號造林地進行，該造林地位於麻利霧溪源頭東麓一帶，海拔高 900~1,100 m。造林樹種為烏心石、光臘樹、樟樹等三種台灣原生闊葉樹種，並以兩兩相圍的塊狀形式進行混植，計分 9 種混植處理，4 個栽植區。處理樣區面積 0.16 ha，於栽植區內逢機排列，各栽植區面積 1.44 ha，連同栽植區間的過渡帶，造林地總面積 7.8 ha，全區於 1998 年設置完成(圖 1)。

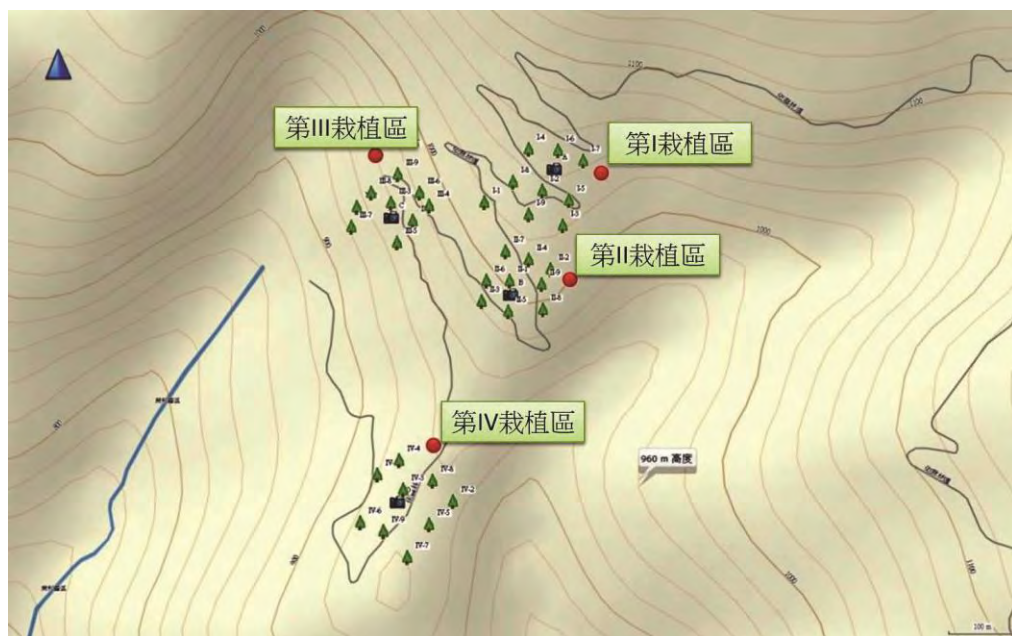


圖 1. 太麻里研究中心試驗地栽植區及監測相機位置圖。

Fig.1. Map of the study site at Taimali Research Center.

二、野生動物族群監測

2012 年 7 月，於 4 栽植區的中心位置，各架設一台 Reconyx PC 800 型數位感應相機，其座標分別為：第 I 區(22°37.632' N, 120°55.639' E)、第 II 區(22°37.558' N, 120°55.638' E)、第 III 區(22°37.623' N, 120°55.508' E)、第 IV 區(22°37.380' N, 120°55.516' E)。

Reconyx PC 800 型相機使用 12 顆四號鎳氫充電電池，搭配 16 GB 之 SD 卡，拍距約 20m，快門 1/15 秒，夜間或光度不足時，即自動切換紅外線拍攝模式，基本上滿足本研究的監測需求。本機於紅外線拍攝模式啟動時，無 LED 紅燈閃爍，隱密性強，可減少動物的警戒，在盜獵者出沒頻繁處也有不易被發現的優點，至於畫素較低，照片解析度差，則是本機的缺點。依產品說明，本機的續航拍攝時間可達 6 個月，唯本研究基本上每 3 個月即抽換 SD 卡，攜回讀取影像資料，並更新電池持續監測。

三、相對豐度之計算

參考裴與姜(2004)以及王等(2012)，動物的相對豐度以 OI(occurrence index)值為比較標準，OI 之計算方式為：

$$OI = (\text{有效照片數} / \text{相機工作時數}) \times 1000$$

並進一步將資料分為第 I、II、III、IV 等四個栽植區，以及 2012 年 7 月至 2013 年 12 月等 18 個監測月，分別計算其 OI，以分析各栽植區與各監測月動物豐度的差異。此外，為了解各動物的活動模式，以每二小時為單位，計算動物於該時段的照片張數佔其總照片張數的比例，以比較各時段的相對活動量。

四、棲地利用指數的計算

除 OI 外，本研究嘗試以棲地利用指數(Habitat Utilization Index, HUI) (劉 2014b)作

為輔助性數據，以分析三種草食獸的相對豐度在區域、季節與活動時段分布上的差異，本指數計算源自三項介量：

(一) 記錄筆數：將動物自入鏡至出鏡的一組照片，視為一個獨立事件或一筆紀錄，而將該組照片的日期、起迄時間、有效照片張數、照片中出現的物種、性別、特徵、行為，以及同時入鏡動物的隻數等，定義為該筆紀錄的屬性資料，從而進行資料的建檔、搜尋與運算。紀錄筆數本身，則為本指數運算介量之一。

(二) 有效照片張數：即每筆紀錄中，可清晰辨識照片的張數，本研究將相機設定為當動物進入紅外線感應範圍內時，即啟動每秒一張、連拍三張的拍攝模式，若動物一直在感應範圍內活動，則拍攝模式亦持續啟動。換言之，一筆紀錄的有效照片張數自 1 張至數百張均有可能，若照片模糊無法辨識者，均予以剔除不列入紀錄。

(三) 紀錄時間：每筆紀錄中，動物入鏡至出鏡所延續的時間。

基本上，三項介量均能用來反映動物的豐度或出現頻率，然而也均受到動物行為特性的影響。舉例言之，族群密度相近的物種，活動性較強者，在鏡頭前通過的機率或將高於活動性較弱者，致使二者的紀錄筆數不一定相近。而活動力旺盛者，在鏡頭前逗留的時間也可能少於活動穩重緩慢者，使得記錄筆數相近的二物種，在照片張數與時間上，產生可觀的差異。其次，動物對該棲地的利用，究竟是將其作為通行的廊道，還是覓食休憩之處，抑或有幼繁殖的場所，也將對這些介量造成影響。因此，若僅用單一介量來計算動物的相對豐度，似將遺漏某些有意義的資訊。

以監測照片估算動物的絕對密度確有其

限制及困難，僅能儘可能地將其換算成相對值後，施用於需進行物種、區域、時間或時段比較的場合。因此，本研究乃將前述三項介量轉換為相對值後加成，成為此一指數，其計算方式如下：

(一) 相對紀錄(RR)目標紀錄筆數/記錄總筆數
100

(二) 相對張數(RP)目標照片張數/照片總張數
100

(三) 相對時間(RT)目標紀錄時間/記錄總時間
筆數100

(四) 棲地利用指數(HUI)=RR+RP+RT

其中，目標紀錄筆數、張數、時間，依分析目的而異。若欲計算山羌於不同栽植區（或各監測月）的HUI，則目標紀錄筆數為各栽植區（或各監測月）山羌於調查期間所累積的紀錄筆數，而記錄總筆數則為各栽植區（或各監測月）目標紀錄筆數的加總，餘類推。因此，HUI 可用於不同分析目的，而其總值亦均為300，因其為一相對值，當然也可換算成百分比型態，唯為突顯三項介量在意義上的獨立

性，以及在指數合成上的等值性，仍考慮比照植被調查時所使用的重要值指數(IVI)的型態，以總值 300 來表示。

結 果

一、相對豐度

自2012年7月至2013年12月，經18個月，4台相機總工作時數51,840小時的連續監測，累積三種動物紀錄總計730筆，時間20小時26分40秒，可辨識照片11,810張，其中山羌8,815張，水鹿2,351張，台灣野山羊644張，計算其豐度分別為：山羌(OI=170.0)、水鹿(OI=45.4)、台灣野山羊(OI=12.4)，以百分比表示分別為山羌74.6%、水鹿19.9%、台灣野山羊5.5%。

另換算相對筆數、時間、張數，並合計為棲地利用指數如表 1。三種動物於本造林地內的棲地利用指數分別為：山羌(HUI=233.4)、水鹿(HUI=49.4)、台灣野山羊(HUI=17.2)，以百分比表示依次為山羌 77.9%、水鹿 16.5%、台灣野山羊 5.7%，與 OI 的百分比相當接近。

表 1. 三種草食獸於本造林地內的棲地利用指數 (HUI)

Table 1. Habitat utilization index (HUI) of three herbivore species

Species	No. of records	Time	No. of pictures	Relative No. of records	Relative time	Relative No. of pictures	Habitat utilization index
<i>Muntiacus reevesi</i>	596	15:45:44	8,815	81.64	77.1	74.64	233.38
<i>Rusa unicolor swinhoii</i>	68	04:07:56	2,351	9.32	20.21	19.91	49.43
<i>Naemoredus swinhoei</i>	66	00:33:00	644	9.04	2.69	5.45	17.18
Total	730	20:26:40	11,810	100	100	100	300

本試驗地中三種草食獸的相對豐度，以山羌占壓倒性的多數，水鹿次之，台灣野山羊最少，且 OI 與 HUI 經最約化後的差異亦很小，

三種草食獸於本造林地的相對豐度比例為 15:4:1。經分別檢視紀錄筆數、照片張數、時間等三項介量的相對值後，發現水鹿與台灣野

山羊雖在相對紀錄筆數上相差甚微，然在相對時間及相對張數上，卻有數倍以上的差異，此點無疑顯示出二種動物在活動與行為上的差異，也意味著比較這二種動物相對豐度的時候，若僅使用單一介量，恐影響其代表性。基本上，OI、RR、RP、RT，均能用於表示動物的相對豐度，然若以合成後的 HUI 來呈現，似較能緩和動物行為差異所造成的影響。

二、區域分布

比較三種草食獸於各栽植區的記錄筆數、照片張數與時間等三項介量，發現其差異甚大。首先以有效照片張數，計算山羌、台灣野山羊及水鹿於各栽植區的 OI，以比較三種草食獸在不同栽植區的相對豐度，結果如表 2 所示。

其次，將三種草食獸於各栽植區的紀錄筆數、時間及張數，換算為相對值，並加總為各栽植區的 HUI 如表 3。

表 2. 山羌、水鹿、台灣野山羊於各栽植區的 OI 值

Table 2. OI of *Muntiacus reevesi*, *Rusa unicolor swinhoii* and *Naemoredus swinhoei* in different plots

Plot	<i>Muntiacus reevesi</i>	<i>Rusa unicolor swinhoii</i>	<i>Naemoredus swinhoei</i>
I	491.59	16.28	24.07
II	97.53	70.91	7.02
III	87.81	14.12	12.11
IV	3.24	80.09	6.48
Total	170.04	45.35	12.42

表 3. 山羌、水鹿、台灣野山羊於各栽植區的 HUI 值

Table 3. HUI of *Muntiacus reevesi*, *Rusa unicolor swinhoii* and *Naemoredus swinhoei* in different plots

Plot	<i>Muntiacus reevesi</i>	<i>Rusa unicolor swinhoii</i>	<i>Naemoredus swinhoei</i>
I	180.89	29.65	128.84
II	68.57	120.61	48.22
III	47.82	23.76	72.41
IV	2.71	125.99	50.52
Total	300	300	300

比較三種草食獸在各栽植區的 OI 與 HUI 發現，OI 的差幅似較 HUI 高出甚多，其原因當與動物的行為特性有關。究其實，進行區域分布比較的目的，在探討不同棲地條件對動物族群分布的影響(或分析動物對棲地條件的偏好)，由於 OI 係以照片張數為唯一計算介量，動物行為的影響也相對較大。舉例言之，只要

少數幾隻個體在鏡頭前長時間逗留，便有可能造成 OI 值不合理地偏高，且有可能高於多隻動物快速通過鏡頭前所產生的 OI 值。因此，若能加入筆數及時間二個介量，並以相對值的型態來表示其區域分布，則或在某種程度上，緩和此一差幅，並在較多的面向上，探討動物區域分布之差異。

三、季節分布

三項介量於各監測月間，亦呈現明顯的差異與波動現象，首先計算山羌、台灣野山羊及

水鹿於各監測月的 OI 如圖 2。

另將各監測月的紀錄筆數、時間及張數，換算為相對值，並加總為 HUI 後如圖 3。

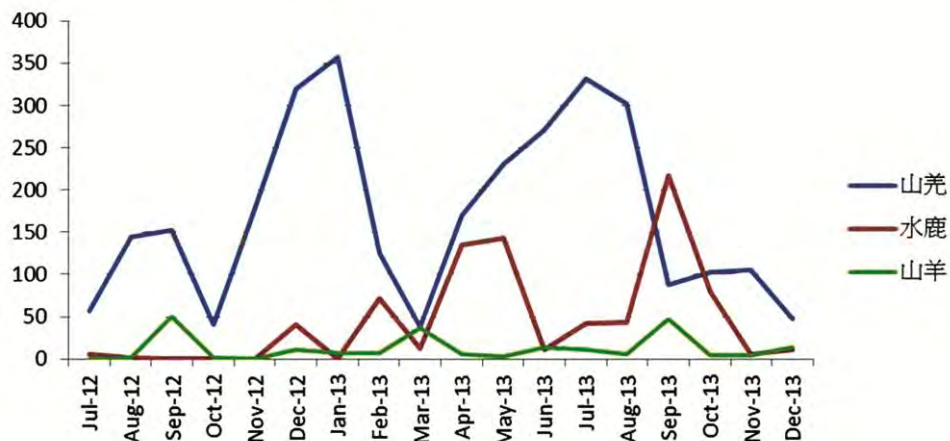


圖 2. 山羌、水鹿、台灣野山羊於各監測月的 OI 值。

Fig. 2. OI of *Muntiacus reevesi*, *Rusa unicolor swinhoii* and *Naemorhedus swinhoei* in different monitoring months.

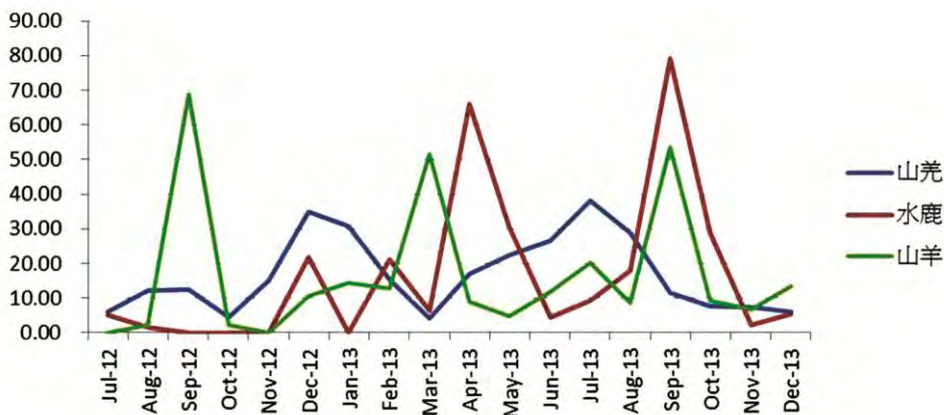


圖 3. 山羌、水鹿、台灣野山羊於各監測月的 HUI 值。

Fig. 3. HUI of *Muntiacus reevesi*, *Rusa unicolor swinhoii* and *Naemorhedus swinhoei* in different monitoring months.

就三種草食獸於各監測月間的波動趨勢而言，山羌似以冬、夏為波峰期，春、秋二季為波谷期，水鹿則似以春、秋二季為波峰期，

夏季為波谷期，至於台灣野山羊於本造林地內則呈現多峰期的波動型態，且於秋、春、秋三季各有一波峰期。另比較圖 2、3 可以看出，

由於三種草食獸的 OI，在總量上差異甚大，此點似不利於季節性分布與波動的比較分析。相對的，由於 HUI 係以標準化後的相對值所合成，或可使此一差幅過大的情形獲得舒緩，而較容易看出其峰期與谷期的分布趨勢。

四、活動時段

仿照王等(2012)將一日分為 12 個時段，計算各時段中山羌、台灣野山羊及水鹿的照片張數佔其照片總張數的比例，並以此比例為標準，比較各時段間的相對活動量如圖 4。

另將各時段中三種動物的紀錄筆數、時間及張數，換算為相對值，加總為 HUI 如圖 5，用以表示三者於不同時段的活動情形。

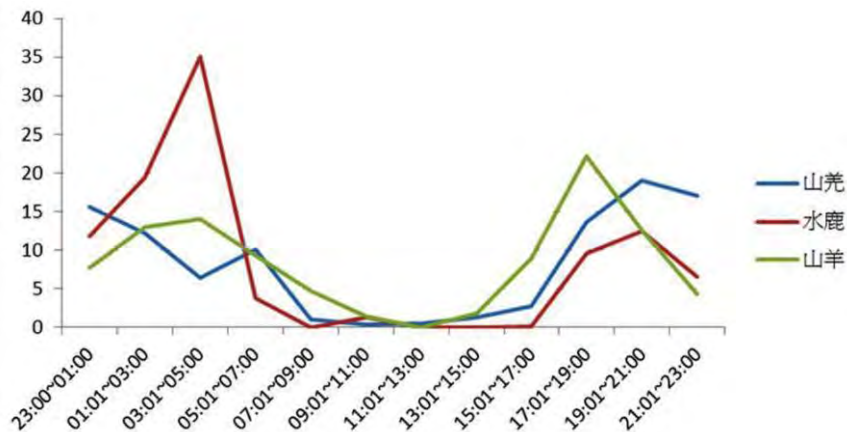


圖 4. 山羌、水鹿、台灣野山羊於各時段的照片張數比例 (%)。

Fig. 4. Picture ratio of *Muntiacus reevesi*, *Rusa unicolor swinhoii* and *Naemorhedus swinhoei* during different time intervals (%).

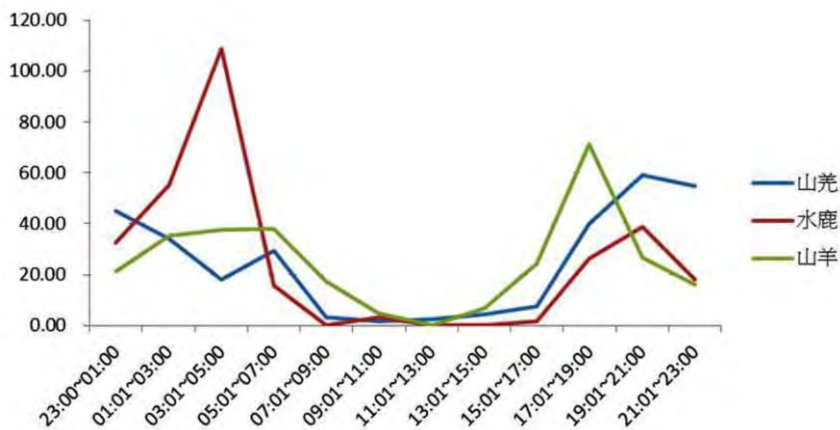


圖 5. 山羌、水鹿、台灣野山羊於各時段的 HUI 值。

Fig 5. HUI of *Muntiacusreevesi*, *Rusa unicolorswinhoii* and *Naemorhedus swinhoei* during different time intervals.

由圖 4、5 可以看出，三種草食獸均以晨昏為活動高峰，然在活動峰期上，仍存有一定的差異。在活動模式的分析上，王等(2012)採用了照片張數比例，取代 OI 作為分析介量，此或因百分比化後的相對值，較有利於比較分析之故。究其實，照片張數比例，其實就是 HUI 中的相對張數(RP)，只不過 HUI 另加入了二項介量而已，二者的概念及用途是一致的。在本項分析中，照片張數比例與 HUI 差異不大。

討 論

一、三種草食獸的相對豐度

經計算三種草食獸於本造林地內的豐度分別為山羌(OI=170.0)、水鹿(OI=45.4)、台灣野山羊(OI=12.4)，參考王等(2012)調查太魯閣國家公園中大型哺乳動物之結果：三種草食獸於人跡罕至的陶塞河流域及南湖山區的豐度分別為山羌(OI=44.5)、水鹿(OI=9.2)、台灣野山羊(OI=1.05)，相較之下，三種草食獸在本造林地內的豐度毋寧是相當高的。

計算三種草食獸於本造林地內的棲地利用指數分別為：山羌 (HUI=33.4)、水鹿 (HUI=9.4)、台灣野山羊 (HUI=17.2)，亦即三者的比例約為 15：4：1，其百分比與 OI 的百分比相當接近，亦即在總量的比較上，二者均可做為三種動物在本造林地的相對豐度或出現頻度的參考值。

檢視筆數、時間、張數三項介量的相對值發現，台灣野山羊與水鹿雖在相對筆數上甚為接近，然在相對時間及張數上卻有很大的差距，此或因台灣野山羊活動較迅速，而水鹿與山羌則較常做定點逗留所致。此一行為上的差異對 OI 或 HUI 的計算都會造成一些影響。

二、三種草食獸的區域分布

比對三種草食獸於各栽植區的 OI 與 HUI 發現，山羌於各栽植區的豐度差距最大，且顯然對第 I 栽植區具有特殊偏好。台灣野山羊雖也集中於第 I 區，然在其他三區亦有較平均的分布，至於水鹿則有不同的分布型態而以第 II、IV 栽植區的豐度較高。三種草食獸的區域分布，於本造林地內，呈現明顯的差異。由於本研究各栽植區的面積為 1.44 ha，此一面積對於三種草食獸的活動範圍而言，無疑是相當小的。因此，僅能以三種草食獸在不同栽植區的豐度，代表其對該栽植區的偏好程度，並透過造林生長介量的調查與分析，推論區域分布的可能原因。

經造林生長調查發現，除胸徑外，成活率、樹高、冠幅、枝下高等生長介量，於各栽植區間均呈極顯著差異(劉 2014b)，其中最為山羌與台灣野山羊所偏好的第 I 栽植區，不但成活率最低，樹高、枝下高及冠幅亦較差，而成林分鬱閉度最低的栽植區。林等(2011)調查柳杉人工造林地內，哺乳類動物的棲地選擇發現，山羌與台灣野山羊的棲地選擇與較厚的落葉層與較疏的林分密度有關，此點與本研究的結果相符。

諸多學者均指出：林分上層木的鬱閉度與生長狀況對林下光度、溫度、濕度等微環境，乃至地被植物的組成與結構等，均會造成程度不一的影響，進而塑造出多樣化的森林區塊與野生動物的棲地條件(Noss and Csuti 1994; Willson and Halupka 1995; Stouder *et al.* 1997; Walters 1986; Landres 1992; Landres *et al.* 1988)，此或為三種草食獸在本造林地內呈現區域性分布差異的原因，唯仍有待更深入的棲地條件調查與關聯性分析。

三、三種草食獸的季節分布

三種草食獸於各監測月的 OI 與 HUI 所呈現的波動趨勢一致，也顯示出三種草食獸的豐度在季節分布上所呈現的波動現象，唯三者的波動模式及峰期並不一致，其中以山羌的波動模式較為穩定，且以冬、夏為波峰期，春、秋二季為波谷期。王等(2012)監測陶塞河流域與南湖山區的山羌發現，其 OI 以春季最高，夏秋二季次之，秋季最低，其波動模式與峰期與本研究結果不一致。

水鹿與台灣野山羊在時間分布的波動上，似較不容易掌握，其中水鹿似以春、秋二季為波峰期，夏季為波谷期。王等(2012)調查水鹿豐度發現，其 OI 以夏季最高，其餘三季則差異不大，此與本研究的結果也有差別。至於台灣野山羊於本造林地內則呈現多峰期的波動型態，且於秋、春、秋三季各有一波峰期。

三種草食獸在季節分布上的差異性，可能為棲地資源利用上的適應，亦可能顯示其族群季節性遷移的趨勢。依據王等(2012)的於陶塞河流域及南湖山區的調查結果：水鹿的季節性遷移不明顯，山羌則會在夏季上到 3,000 m 以上的高海拔山區，而冬季則會集中在 1,500-2,000 m 的區域，因此，本造林地內山羌具規律性的族群波動，或與其季節性遷移的習性有關。

四、活動模式的比較

計算各時段中山羌、台灣野山羊及水鹿的照片張數比例與棲地利用指數發現：三種草食獸基本上為日夜都會活動，但以晨昏為其活動的高峰，唯活動峰期仍有差異性，其中水鹿的活動以凌晨較明顯，而山羌則以天黑後到夜半為其活動高峰，至於台灣野山羊的活動模式似無規律性，而以天黑後與凌晨二個時段為其活

動峰期。王穎等(2012)發現：山羌、水鹿、台灣野山羊均具有晨昏兩個活動高峰，且皆日夜都活動，但水鹿與山羌夜間活動的比例較高，山羊日間活動比例較高。三者之間似存有某種行為上的分化，使資源得以有效運用並避免衝突。本項分析中，照片比例與 HUI 的差異甚小，二者均能有效看出動物的活動模式。

五、行為生態及其他

(一) 山羌

本研究發現：山羌於本造林地內，通常均單獨行動，然於特定時期也會三兩結群，個體間的互動行為以 5~7 月較頻繁。公羌於初夏發茸，至秋季成硬角(圖 6)，到次年晚春落角，落角後隨即發茸，母羌則可能於冬春之交懷孕產子，育幼期可至初夏。雄山羌的紀錄筆數高出雌山羌紀錄筆數近一倍，顯示雄山羌對本造林地的偏好度較雌山羌為高。山羌的豐度於冬、夏二季各有一峰期，冬季主為硬角羌，而夏季則為茸角羌及母羌各半，顯示本造林地或為硬角公羌的冬季棲地，而於夏季則可能為族群求偶繁殖的場所(劉 2013b; 劉 2014b)。



圖 6. 茸角雄山羌。

Fig. 6. A male *Muntiacus reevesi* with hairy antlers.

(二) 水鹿

逐一辨識照片內出現個體的特徵後，發現出沒於本造林地母鹿及幼鹿至少有 3 隻，雄鹿則至少在 5 隻以上(劉 2013a)。雄鹿於一、二月間落角(圖 7)，落角後隨即發茸，至五月間鹿茸外皮脫落成為硬角，並維持到冬季後脫落。所觀察到的鹿角有一叉、三叉、左三右二叉之分，而同為三叉角者，亦有粗細之別，加上鹿耳的缺刻與體型，均使個體的辨識工作較易於進行。此外，於監測其中，亦累積水鹿常態性聚集於造林地一處泥塘進行泥浴的有效照片 800 張，對水鹿行為生態的觀察甚有助益(劉 2014c)。



圖 7. 落角雄水鹿。

Fig.7. A male *Rusa unicolor swinhoii* with fallen antlers.

(三) 台灣野山羊

台灣野山羊雌雄皆有角且終生不脫落(圖 8)，由外觀上甚難區分其性別，增加了照片判視與個體鑑別的困難。紀錄中可明視個體性器官者僅有 16 筆，其餘均因拍攝角度而無法辨別，經反覆比對毛色、角的大小及其他特徵後，推估於本造林地活動之台灣野山羊計 5 隻(4♂、1♀)，唯實際數目可能不止於此(劉

2014a)。

紀錄中有 8 筆為台灣野山羊受驚竄逃或跳躍的畫面，累計秒數 52 秒，照片 32 張，顯示台灣野山羊相當神經質且易受驚嚇。另於 2013 年 6 月及 7 月，各拍到一組山羌與台灣野山羊併行與對峙的照片，這二組照片加上相關資料中對山羊領域性及攻擊性行為的描述，引發台灣野山羊與山羌之間的種間競爭是否存在的疑問。



圖 8. 雄性台灣野山羊。

Fig. 8. A male *Naemorhedus swinhoei*.

比對山羌與台灣野山羊各監測月的 OI 與 HUI 發現：2012 年秋季與 2013 年春季，為山羌豐度最低的時候，然恰為台灣野山羊豐度的峰期，而 2012 年冬季為山羌豐度的最高峰，亦恰為台灣野山羊豐度最低的時候，此點或許顯示：山羌較偏向於利用本造林地為其冬季棲息地，而台灣野山羊則否。在另一方面，二者之棲息地指數於 2013 年夏季均出現峰期，二組羌羊互動的照片，亦均攝於此一時期，此點或許顯示二者於此一時期，或許存有某種型態的棲地重疊與種間競爭。

六、棲地利用指數的發展

以數位式感應相機進行野生動物的族群監測，已廣為研究人員所採用。新一代的數位相機，其續航拍攝力可達半年，SD 卡儲存照片總量可達數千張，只要動物持續在相機感應範圍內逗留，便可連續拍攝其活動達數十分鐘而累積到數百張照片，此一突破性的功能，除適用於定點、長期的監測外，對於動物行為的觀察也有很大的助益。然而，如何將龐大的影像資料轉換成可分析的數據，進而合成為量化的指數，實為研究工作的一大挑戰。

為從監測照片中盡可能地萃取出有價值的資訊，本研究除將有效照片的張數列為最重要的屬性資料，以進行 OI 的計算外，同時亦將動物自入鏡至出鏡的一組照片，視為一獨立事件或一筆紀錄，而將該紀錄的起迄時間、有效照片張數及其他屬性資料一併建檔，建檔過程中發現，依時間及張數的多寡，大致可將紀錄分為三種類型：

- (一) 第一類：動物自鏡頭前經過，一筆紀錄僅數秒，照片僅數張者。
- (二) 第二類：動物持續在鏡頭前活動，時間由數10秒乃至數10分鐘不等，連續照片達數十甚至數百張者。
- (三) 第三類：動物持續在鏡頭前活動，然其間曾逸出感應範圍復又出現者，這類型的紀錄，其時間往往甚長，然而照片張數卻不一定很多，且往往不連續。

此一發現，使我們對筆數、時間、張數之間的關係產生興趣，理論上，這三個介量，或可在不同的面向上反映族群的動態變化：其中紀錄筆數的多寡，應與動物的豐度與出現頻率有關，而紀錄的起迄時間及照片張數，在某種程度上，亦可勾勒出該動物對該棲地的利用，究竟是將其作為廊道、覓食休憩場所、還是育

幼繁殖的場所。因此，若僅用照片張數作為單一計算介量，或將遺漏某些有意義的資訊。

以三種草食獸 2012 年 7 月至 2013 年 12 月的 18 個監測月的紀錄為樣本，進行記錄筆數、時間、張數等三個介量的雙變數相關分析，發現三種動物的三個介量間，在顯著水準為 0.01 時，相關均顯著，顯示三個介量基本上是可以等值對待的，理論上皆可單獨使用，以表示動物的相對豐度，唯經合併為 HUI 後，似能使其更加完整。

本研究發展的棲地利用指數 (habitat utilization index, HUI)，係仿用植群生態調查所使用的重要值指數(IVI)的概念，將筆數、時間、張數三個介量分別轉換成相對值，而後合計為棲地利用指數。由於其為一相對值，因此，在進行動物的豐度、區域及季節分布，乃至活動時段的比較時，均堪稱適用，且可與 OI 值參酌比對而得到更多的資訊。

七、生態育林的效益

本研究在 18 個月的監測期中，針對三種共域草食獸進行監測，發現其豐度甚高，若以王穎等(2012)於太魯閣國家公園使用同類型數位相機進行監測所得到的結果，作為三種草食獸於自然條件下正常的豐度，則本造林地山羌的豐度為其 3.8 倍，水鹿的豐度為其 4.9 倍，而台灣野山羊的豐度為其 11.8 倍，以一塊 15 年生的新植人工造林地而言，此一數值已超過預期，且與歷來對人工林非野生動物優質棲地的認知不符。此一監測結果，在現階段雖能為生態育林與森林生態環境營造的可行性提出一些佐證。唯本造林地內三種草食獸的群聚現象，其真正的原因為何，以及就長遠來看，三種共域草食獸的族群動態的變化及其與育林作業的關係等，均有待持續且更深入的監測。

誌 謝

本研究係承行政院農委會林業試驗所科技計畫：「闊葉樹混合林之生態育林與效益監測(計畫編號：102 農科-13.2.1-森-G5)」之經費補助，特致謝忱。

引用文獻

- 王相華。2010。不同型式人為干擾對福山植物園山羌活動及行為之影響。林業試驗所科技計畫研究報告。11 頁。
- 王穎、李壽先、姚秋如、王佳琪。2004。台灣地區台灣山羌之保育遺傳分析。行政院農業委員會研究報告。28 頁。
- 王穎、朱有田、顏士清、張郁琦、廖昱銓。2012。台灣水鹿跨域整合研究。太魯閣國家公園管理處。70 頁。
- 王穎、顏士清、林子揚、陳匡洵、廖昱銓、賴冠榮。2010。奇萊山區台灣水鹿之活動模式與空間使用。太魯閣國家公園管理處委託研究報告。40 頁。
- 李玲玲、林宗以、池文傑。2007。玉山國家公園南二段地區中大型哺乳動物調查及台灣水鹿監測計畫。內政部營建署玉山國家公園管理處。70 頁。
- 李玲玲、林宗以、蔡振光。2006。台灣水鹿食性及玉里野生動物保護區水鹿族群生態研究(三)。行政院農委會林務局保育研究系列第 93-2 號。64 頁。
- 李玲玲、游孟雪、李景元。2004。哺乳動物與植物之互動關係-台灣山羌。行政院國家科學委員會專題研究計畫成果報告。4 頁。
- 林良恭、蔡政修、王詩婷。2011。柳杉人工林疏伐經營對生物多樣性、生態系結構與功能影響極復育過程之研究-人工林疏伐作業後鳥類與哺乳動物之棲地選擇(III) 行政院國家科學委員會專題研究成果報告。60 頁。
- 翁國精、林宗以、張書德、范震華。2010。玉山國家公園新康山區中大型哺乳動物監測及水鹿族群生態研究。玉山國家公園管理處委託研究報告。79 頁。
- 郭正彥。2005。磐石山區高地草原台灣水鹿隻日間行為。國立台灣師範大學生命科學系碩士論文。72 頁。
- 裴家騏。1998。利用自動照相設備紀錄野生動物活動模式之評估。台灣林業科學 13(4):289-296。
- 裴家騏、姜博仁。2004。大武山自然保留區和周邊地區雲豹及其他中大型哺乳動物之現況與保育研究(三)。行政院農委會林務局研究系列 92-2 號。85 頁。
- 裴家騏、陳朝圳、吳守從、滕民強。1997。利用自動照相設備與地理資訊系統研究森林野生動物族群之空間分布。中華林學季刊 30(3):279-289。
- 劉一新。2010。闊葉樹育林之研究。中華林學季刊 43(4):569-579。
- 劉一新。2013a。水鹿的為害與監測。林業研究專訊 20(5):56-63。
- 劉一新。2013b。山羌生態知多少。林業研究專訊 20(6):63-68。
- 劉一新。2014a。太麻里的國寶羊。林業研究專訊 20(7):73-77。
- 劉一新。2014b。闊葉樹混合林之生態效益監測。中華林學季刊 46 (4):457-468。
- 劉一新。2014c。愛洗泥漿浴的水鹿。林業研究專訊 20(8):77-81。
- 廖昱銓、王穎。2011。磐石山區台灣水鹿的季

- 節性移動。太魯閣國家公園管理處。26 頁。
- 顏士清、王穎。2011。台灣水鹿之活動範圍與社會結構初探-以奇萊磐石山區為例。太魯閣國家公園管理處。29 頁。
- 蘇秀慧、裴家騏、梁又仁。2008。雪霸家公園陸域野生動物資源整合分析- 雪見地區。雪霸國家公園管理處。57 頁。
- Landres, P. B. 1992. Ecological indicators: panacea or liability? In: McKenzie, D. H., D. E. Hyatt and V. J. McDonald (*eds.*). Ecological indicators. Vol.2. 1295-1318p. Elsevier Applied Science, London.
- Landres, P. B., J. Verner and J. W. Thomas. 1988. Ecological use of vertebrate indicator species: a critique. Conservation Biology 2:316-328.
- Noss, R. F. and B. Csuti. 1994. Fragmentation. In: Meffe, G. K. and C. R. Carroll (*eds.*). Principles of conservation biology. 237-264p. Sinauer Associates, Inc. Sunderland, MA.
- Power, M. E., D. Tilman, J. A. Estes, B. A. Menge, W. J. Bond, L. S. Mills, G. Daily, J. C. Castilla, J. Lubchenco and R. T. Paine. 1996. Challenges in the quest for keystones. Bioscience 46:609-620.
- Walters, C. 1986. Adaptive management of renewable resources. 374 p. Macmillan Publishing Company, New York.
- Willson, M. F. and K. C. Halupka. 1995. Anadromous fishes as keystone species in vertebrate communities. Conservation Biology 9:489-497.

涉禽對晒池魚塭之利用—以七股地區虱目魚及文蛤養殖為例

Utilization of aquaculture ponds by wading birds during the draining period—a case study on milkfish and hard clam ponds in Qigu Area

黃書彥* 薛美莉

Shu-Yen Huang* and Mei-Li Hsueh

行政院農業委員會特有生物研究保育中心 55244 南投縣集集鎮民生東路1號

Endemic Species Research Institute, Jiji, Nantao, Taiwan

*通訊作者: shuyung2001@tesri.gov.tw

*Corresponding author: shuyung2001@tesri.gov.tw

摘 要

在自然濕地不斷遭受破壞和喪失之下，人工濕地對於水鳥的保育功能日益重要。水產養殖魚塭是台灣主要的人工濕地之一。魚塭晒池時創造出類似泥灘濕地環境，提供水鳥理想的棲息與覓食場所。本研究針對七股常見的虱目魚吋苗及文蛤養殖池進行調查，以了解涉禽對晒池魚塭之利用。虱目魚吋苗池水鳥密度以8-11月較高；文蛤池則為11-1月。虱目魚吋苗養殖晒池時間主要於每年10-11月；而文蛤則主要於11-1月，但每池每2-3年只晒1次。晒池能吸引水鳥利用，兩種養殖池的水鳥密度於晒池中魚塭皆顯著大於養殖中者。而水鳥密度以晒池的第1-4天最高，並隨時間逐漸下降。此外兩種魚塭於晒池時的水鳥組成呈現顯著性差異。將涉禽依覓食行為與形態分為4個同功群：高視闊步覓食鷺鳥（stalking herons）、深水覓食鷸鴒類（pelagic foraging waders）、憑觸覺於灘地覓食鷸鴒類（tactile surface-foraging waders）、憑視覺於灘地覓食鷸鴒類（visual surface-foraging waders）。高視闊步覓食鷺鳥及深水覓食鷸鴒類聚集於晒池的第1-2天，另也利用收成或換水過程水位暫時下降的文蛤池。兩類灘地覓食型鷸鴒類則為晒池過程中利用魚塭的主要類群，另也聚集在冬季養藻中的虱目魚池。虱目魚吋苗及文蛤養殖的操作方式提供了水鳥利用機會，具有水鳥保育的功能。

Abstract

With continuous loss and degradation of natural wetlands, artificial wetlands have become increasingly important for the conservation of waterbirds. Aquacultural ponds are ones of the main types of artificial wetlands in Taiwan. When the ponds are drained, they create mudflat environment that provide ideal feeding and resting habitat for waterbirds. We examined how wading birds used two types of aquacultural ponds, milkfish (*Chanos chanos*) ponds and hard clam (*Meretrix lusoria*) ponds, both commonly found in Qigu. Waterbirds density of milkfish ponds was higher from August to November, while that of hard clam ponds occurred from November to January. Milkfish ponds were drained after the fish were harvested in October to November every year, while hard clam ponds were drained in November to January every two or three years. The drained ponds could attract waterbirds. The density of waterbirds was higher in ponds during the draining period than in the rearing period. The density of waterbirds was highest during the first four days after dewatering, and then, it gradually decreased with time. Waterbirds assemblages differed significantly between the two types ponds. According to morphological and feeding behavior, the wading birds were categorized into four guild groups: 1) stalking herons, 2) pelagic-foraging waders, 3) tactile surface-foraging waders, and 4) visual surface-foraging waders. Stalking herons and pelagic-foraging waders congregated on the first two days after dewatering, and also in hard clam ponds when the water level was temporarily reduced for harvesting or water changes. Tactile and visual surface-foraging waders were the main guilds during the draining period of the ponds. They also congregated in milkfish ponds during the period of algae cultivation in winter. The study suggests the importance of including waterbirds conservation in the operation tactics of milkfish and hard clam pond management.

關鍵詞：水鳥、水產養殖魚塭、虱目魚、文蛤、七股、同功群

Key words: waterbirds, aquacultural pond, milkfish, hard clam, Qigu, guild group

收件日期：2014 年 04 月 28 日 接受日期：2014 年 09 月 30 日

Received: April 28, 2014

Accepted: September 30, 2014

緒 言

濕地是水鳥的重要棲息環境，但在自然濕地不斷遭受破壞和喪失的趨勢下，水鳥的生存

面臨嚴重威脅 (Galbraith *et al.* 2002; Stroud *et al.* 2006; Catry *et al.* 2011)。為尋求水鳥可能的替代性棲地，評估人工濕地對於水鳥的保育功能成為日益重要的研究課題。

人工濕地的管理模式常造成環境劇烈的季節性變化，一年中只在特定時期，可提供適合水鳥的暫時性棲地（Young and Chan 1997; Lee *et al.* 2006; Toral *et al.* 2011）。此外不同管理方式的人工濕地也因環境差異，提供不同種類及數量的水鳥利用（Elphick and Oring 1998; Sánchez *et al.* 2006; 楊 2006; Dias 2009; 牛等 2011; Athearn *et al.* 2012）。

近年來相關棲地間比較的研究認為，人工濕地不能完全取代自然濕地的功能（Tourenq *et al.* 2001; Ma *et al.* 2004; Lee *et al.* 2006; Li *et al.* 2013），但農田、魚塭、鹽田及蓄水子池等人工濕地能提供水鳥適合棲息的環境（Velasquez 1992; Young 1998; Takekawa *et al.* 2001; Masero 2003; Lu 2005; Evans-Ogden *et al.* 2008; Cheek 2009; Sripanomyom *et al.* 2011; 賴 2012），降低自然濕地減少帶來的衝擊。因此人工濕地應具有作為水鳥補充棲地的保育功能。

水產養殖魚塭是台灣重要的人工濕地之一，全台內陸魚塭面積總計為 40,142 公頃（漁業署 2012），其中 64 % 集中於西南沿海的雲林（16 %）、嘉義（15 %）及台南（34 %）縣市。魚塭養殖期間水位較高，多數涉禽無法利用。然而當收成後，魚塭排乾池水進行晒池的過程，池底形成類似泥灘濕地的環境，提供了涉禽良好的棲地（楊 2006; 華等 2009）。因此晒池的過程，可能是涉禽利用魚塭的關鍵時間，具有保育水鳥的重要功能。

本研究針對台南市七股區的「虱目魚吋苗」及「文蛤」兩種養殖魚塭進行調查，以了解（1）兩種魚塭的養殖概況及每年的晒池時間、（2）晒池魚塭是否吸引水鳥利用、（3）晒池過程中水鳥密度變化、（4）兩種魚塭晒池時的水鳥組成差異、（5）水鳥對晒池與非晒池魚塭之選擇。期透過了解養殖操作管理與水鳥利用之狀況，提供未來濕地經營管理參考。

材料與方法

一、研究地點與調查方式

本研究以七股曾文海埔魚塭區及美國魚塭區為研究地點，北起七股潟湖南至縣道 173，西起七股區大潮溝東至縣道 173 甲。調查樣區內可以自由進出道路旁的虱目魚吋苗及文蛤兩種養殖魚塭。主要調查方式為訪查漁民及觀察收穫水產生物，另輔以一些特徵為判斷依據。例如文蛤池一般不具打水車，另有些在池旁溝中培養粉紅色的光合菌；虱目魚吋苗池一般配有打水車，另會於池中培養藻類做為餌料等。

分別選擇虱目魚吋苗池 17 池（64 ha）及 71 池文蛤池（148.4 ha）為固定樣區（圖 1），自 2012 年 4 月至 2014 年 3 月，每月中旬進行 1 次調查。每次調查以固定人員依相同的路徑進行，並以群集計數法記錄每池魚塭的水鳥種類及數量，另註明魚塭的運作狀態。

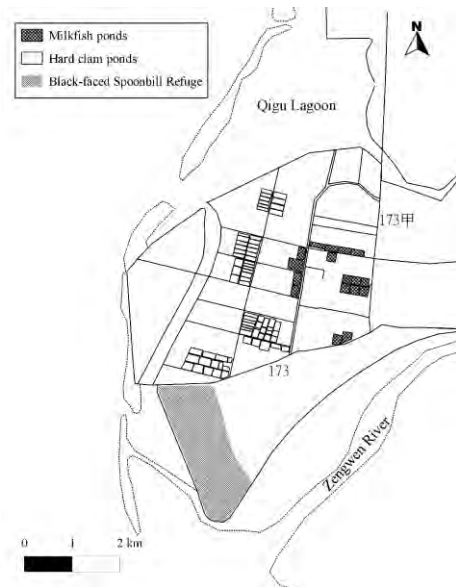


圖 1. 七股固定調查樣區的魚塭位置。

Fig. 1. The location of studied aquacultural ponds in Qigu.

本研究將「晒池」定義為：魚塭收成後將池水排乾並曝晒池底至龜裂的過程。晒池目的為利用日晒風吹將池底累積的有機質分解，並進行池底消毒與殺菌處理（葉 2001）。運作狀態分為 4 種記錄：（1）晒池中魚塭（drained ponds）：池水開始下降至排乾後 3/4 底土面積已晒至龜裂過程中魚塭。（2）底土已晒乾魚塭（dry ponds）：大於 3/4 底土面積已晒至龜裂魚塭。（3）非晒池虱目魚池（non-drained milkfish ponds）。（4）非晒池文蛤池（non-drained hard clam ponds）。非晒池魚塭定義為處於晒池以外其它任何操作狀態下魚塭。調查的過程中也透過漁民的現場訪談，實際了解魚塭的經營與操作方式，作為後續解讀資料分析結果的參考依據。

除固定樣區調查外，另配合現場觀察到正要進行晒池的魚塭進行研究。選取魚塭於開始排水至乾涸的 14 天過程中，以每兩天為 1 組，共分成 7 組進行水鳥調查。每組至少選擇 1 天調查，若兩天皆有進行水鳥調查，則取水鳥數量較多一天為代表進行分析。

調查到的涉禽種類依 Ntiamoa-baidu *et al.* (1998) 分為 4 類同功群。（1）高視闊步覓食鷺鳥（stalking herons）：以鷺科水鳥為代表，如大白鷺（*Ardea alba*）及小白鷺（*Egretta garzetta*）等。（2）深水覓食鸕鶿類（pelagic foraging waders）：同時利用視覺及觸覺於水域中覓食，如高蹺鸕（*Himantopus himantopus*）及青足鸕（*Tringa nebularia*）等。（3）憑觸覺於灘地覓食鸕鶿類（tactile surface-foraging waders）：如黑腹濱鸕（*Calidris alpina*）及紅胸濱鸕（*C. ruficollis*）等。（4）憑視覺於灘地覓食鸕鶿類（visual surface-foraging waders）：如東方環頸鸕（*Charadrius alexandrinus*）及太平洋金斑鸕（*Pluvialis fulva*）等。

二、資料分析

- （一）以 Quantum GIS 軟體套疊 google map 衛星影像（2012/3/1）為參考，繪製本研究樣區魚塭圖層及計算魚塭面積。在呈現固定樣區中兩種魚塭整體水鳥密度的月分變化時（圖 2、圖 3），密度（ind./ha）以調查到水鳥總數除以該種魚塭總面積計算。其餘下列統計中使用的水鳥密度，則以每池魚塭調查到水鳥數量分別除以每池面積計算。
- （二）晒池魚塭是否吸引水鳥水利用：將調查到「晒池中魚塭」，與其相鄰的「養殖中魚塭」配對，並以 Wilcoxon signed-rank test 比較兩者水鳥的密度差異。晒池中魚塭定義同上述調查方法分類；養殖中魚塭則指非晒池魚塭裡處於水產生物養殖階段者。相鄰養殖中魚塭由固定樣區中的選取，若數量不只 1 個，以隨機抽樣選出 1 池進行配對。選取過魚塭不再供其它組配對使用。
- （三）晒池過程中水鳥密度變化：以 Friedman's test 比較不同晒池天數組別間的涉禽密度是否有差異，若有顯著差異再進行事後兩兩的多重比較分析（Zar 1999）。
- （四）兩種魚塭晒池時的水鳥組成差異：以取樣晒池魚塭記錄到每種水鳥的最大密度進行分析。水鳥密度資料先以 $\log(x+1)$ 轉換後，計算兩種魚塭之各取樣池子間的 Bray-Curtis 相似性矩陣，並以 ANOSIM 檢測鳥類組成是否有顯著差異（Number of permutations = 10,000）。若有差異，再以 Mann-Whitney U test 比較各鳥種的密度在兩種魚塭之間是否有顯著不同。

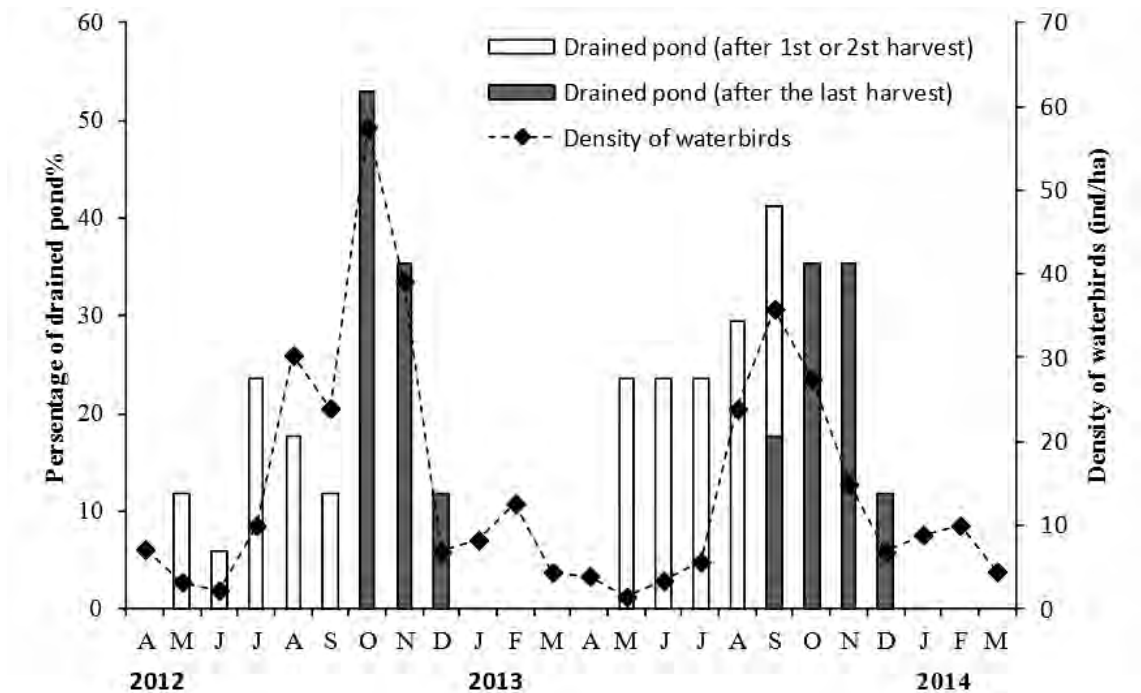


圖 2. 虱目魚吋苗池樣區中水鳥密度與晒池魚塭比例之月分變化。

Fig. 2. Seasonal changes in density of waterbirds and percentage of drained milkfish ponds.

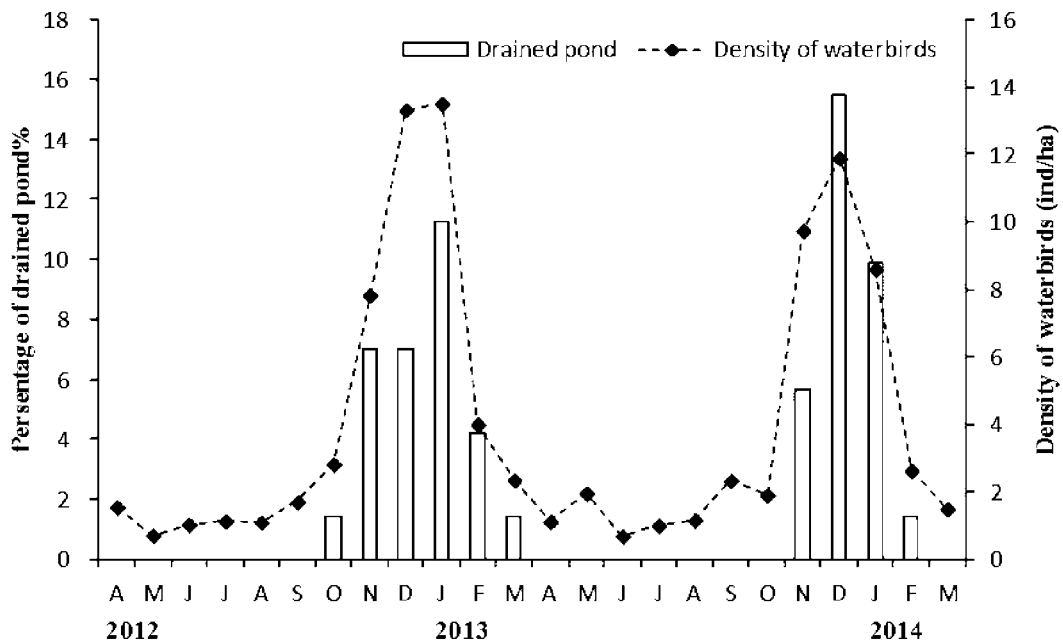


圖 3. 文蛤池樣區中水鳥密度與晒池魚塭比例之月分變化。

Fig. 3. Seasonal changes in density of waterbirds and percentage of drained hard clam ponds.

(五) 水鳥對晒池與非晒池魚塭之選擇：將魚塭依上述調查方法中的運作狀態分為 4 種，以 chi-square goodness-of-fit 比較水鳥於各類別魚塭上的數量比例是否與各類別魚塭面積比例相同。若兩者比例有顯著差異，再以 Bonferroni z-statistic 比較各類別魚塭水鳥觀察值是否高於或低於期望值 (Neu *et al.* 1974; Byers *et al.* 1984; Young 1998)。因目的為比較水鳥對晒池與非晒池魚塭的選擇，資料以兩種狀態魚塭皆存在的 9-2 月 (2012-2013 年) 進行分析。

(六) ANOSIM 以 Primer 6.0 檢測，其餘資料以 SPSS/Windows 19.0 進行統計分析。文中若無特別註明，平均值以 $\text{mean} \pm \text{SD}$ 表示。

結 果

一、養殖概況及晒池時間

全區除了美國魚塭北區無法自由進入外，其餘地區 1,310 公頃 (包含道路、魚寮) 共調查到淺坪式虱目魚塭 44 池 (181 ha)；文蛤池 229 池 (636 ha)。全區文蛤池面積約為淺坪式虱目魚塭 3.5 倍。

本研究的虱目魚塭類型為吋苗養殖，魚苗放入後育成至 3-5 吋後賣出。此種養殖池為淺坪式魚塭，水深約 30-50 cm，平均面積 3.68 ± 0.89 ha ($n=17$)。虱目魚吋苗養殖季節主要於 3-11 月，每年視情況可養 2-3 批魚苗。於 5-8 月進行魚苗採收後，魚池常暫時放乾一周，之後再入水養殖下一批。最後一批魚苗集中在每年 10-11 月收成 (圖 2)，收成後進行為期約 1 個多月晒池，將水排乾後曝曬至底土龜裂。

文蛤養殖池為淺坪式魚塭，水深約 60 cm，平均面積 2.09 ± 0.81 ha ($n=71$)，為此區域最為普遍的養殖類型。文蛤池少有單養，一般

混養虱目魚及蝦類以清除池中藻類，另也有混養黑鯛 (*Acanthopagrus schlegelii*) 或黃錫鯛 (*Rhabdosargus sarba*) 以清除底層螺類。七股地區文蛤每年有兩次主要收成時間，8-10 月收第一次，11-12 月收第二次，晒池時間則集中於 11-1 月 (圖 3)。然收成後的文蛤池不一定會晒池，兩個冬季固定樣區中皆只有 32.39 % 的池子進行。所有文蛤池中，兩個冬季中只晒池 1 次的佔 47.89 %，皆未晒池的佔 45.07 %，皆晒池的只有 7.04 %。

二、晒池魚塭是否吸引水鳥水利用

將晒池中與養殖中魚塭進行配對，樣區內虱目魚吋苗池 (17 池) 兩年各只有 7 組進行比較，因較晚晒池者已無養殖中魚塭可供配對。分析 2012 年 10 月資料顯示，晒池中魚塭的水鳥密度 (151.8 ± 192.3 ind./ha) 顯著大於相鄰的養殖中魚塭 (4.8 ± 5.9 ind./ha, $z=-2.366$, $p=0.018$, $n=7$)。2013 年 9 月 ($n=1$) 及 10 月 ($n=6$) 分析結果，亦顯示晒池中魚塭的水鳥密度 (59.1 ± 83.1 ind./ha) 顯著大於相鄰的養殖中魚塭 (2.7 ± 1.4 ind./ha, $z=-2.028$, $p=0.043$, $n=7$)。

樣區內文蛤池 (71 池) 兩季各有 21 組配對進行比較。分析 2012-2013 年 10 月 ($n=1$)、11 月 ($n=5$)、12 月 ($n=5$)、1 月 ($n=7$) 及 2 月 ($n=3$) 資料顯示，晒池中魚塭的水鳥密度 (37.9 ± 46.9 ind./ha) 顯著大於相鄰的養殖中魚塭 (4.2 ± 6.1 ind./ha, $z=-3.771$, $p<0.001$, $n=21$)。2013-2014 年 11 月 ($n=4$)、12 月 ($n=10$) 及 1 月 ($n=7$) 分析結果，亦顯示晒池中魚塭的水鳥密度 (43.8 ± 69.9 ind./ha) 顯著大於相鄰的養殖中魚塭 (1.9 ± 2.4 ind./ha, $z=-3.099$, $p=0.002$, $n=21$)。

三、晒池過程中水鳥密度變化

整體水鳥密度以晒池的第 1-4 天最高，並隨

時間逐漸下降。水鳥密度於不同晒池天數間有顯著性差異 (milkfish ponds, $\chi^2=47.7$, $p<0.001$, $n=10$; hard clam ponds, $\chi^2=59.5$, $p<0.001$, $n=17$)。其中虱目魚吋苗池的水鳥密度以晒池

的第 1-4 天較高，顯著大於第 7-14 天，第 5-6 天密度則介於之間；文蛤池亦以晒池的第 1-4 天較高，顯著大於其餘天數 (表 1, 表 2)。

表 1. 各類群水鳥在虱目魚吋苗塢晒池過程的密度變化 (平均值 $\pm$ 標準差)。標有不同上標字母表示兩組密度間有顯著差異

Table 1. Density (mean $\pm$ SD) of different waterbirds groups during the draining process of milkfish ponds. Data with significant difference are marked by different superscripts

Day since draining	Density (ind/ha) of different waterbirds groups				
	Total waterbirds	Stalking herons	Pelagic foraging waders	Tactile surface-foraging waders	Visual surface-foraging waders
1-2	377.9 $\pm$ 156.6 ^a	58.9 $\pm$ 34.9 ^a	42.4 $\pm$ 30.3 ^a	238.9 $\pm$ 136.8 ^a	37.7 $\pm$ 11.4 ^{ab}
3-4	303.8 $\pm$ 152.4 ^{ab}	5.7 $\pm$ 5.3 ^{ab}	18.7 $\pm$ 21.1 ^{ab}	214.4 $\pm$ 129.9 ^a	65.5 $\pm$ 26.1 ^a
5-6	115.1 $\pm$ 71.3 ^{abc}	1.4 $\pm$ 1.3 ^{bc}	9.0 $\pm$ 11.2 ^{bc}	65.6 $\pm$ 63.0 ^{ab}	39.1 $\pm$ 15.3 ^{abc}
7-8	61.6 $\pm$ 31.7 ^{bcd}	1.1 $\pm$ 0.8 ^{bc}	3.8 $\pm$ 4.0 ^{bc}	30.1 $\pm$ 16.0 ^b	26.6 $\pm$ 15.4 ^{bcd}
9-10	35.7 $\pm$ 19.7 ^{cd}	2.7 $\pm$ 3.5 ^{bc}	2.5 $\pm$ 3.7 ^{bc}	14.8 $\pm$ 12.8 ^b	15.8 $\pm$ 9.2 ^d
11-12	51.8 $\pm$ 50.5 ^{cd}	0.4 $\pm$ 0.4 ^c	2.7 $\pm$ 3.6 ^{bc}	34.7 $\pm$ 39.3 ^b	14.0 $\pm$ 9.8 ^{cd}
13-14	30.4 $\pm$ 27.9 ^d	0.8 $\pm$ 0.7 ^{bc}	2.2 $\pm$ 3.2 ^c	15.7 $\pm$ 17.5 ^b	11.7 $\pm$ 9.2 ^d
χ^2	47.7**	35.1**	40.5**	43.9**	42.7**

Friedman's test, * $p<0.05$, ** $p<0.01$, $n=10$

表 2. 各類群水鳥在文蛤塢晒池過程的密度變化 (平均值 $\pm$ 標準差)。標有不同上標字母表示兩組密度間有顯著差異

Table 2. Density (mean $\pm$ SD) of different waterbirds groups during the draining process of hard clam ponds. Data with significant difference are marked by different superscripts

Day since draining	Density (ind/ha) of different waterbirds groups				
	Total waterbirds	Stalking herons	Pelagic foraging waders	Tactile surface-foraging waders	Visual surface-foraging waders
1-2	208.2 $\pm$ 130.7 ^a	122.5 $\pm$ 118.4 ^a	58.2 $\pm$ 34.7 ^a	22.8 $\pm$ 27.9 ^b	4.7 $\pm$ 5.9 ^b
3-4	166.5 $\pm$ 117.1 ^a	18.3 $\pm$ 18.8 ^{ab}	27.7 $\pm$ 18.4 ^{ab}	112.9 $\pm$ 96.7 ^a	7.6 $\pm$ 8.6 ^{ab}
5-6	123.7 $\pm$ 88.8 ^{bc}	5.4 $\pm$ 9.9 ^{bc}	6.3 $\pm$ 6.6 ^{bc}	96.1 $\pm$ 77.7 ^a	15.9 $\pm$ 15.4 ^a
7-8	119.3 $\pm$ 80.4 ^{bc}	2.9 $\pm$ 5.1 ^{bc}	5.6 $\pm$ 5.0 ^{bc}	95.4 $\pm$ 79.2 ^{ab}	15.4 $\pm$ 13.1 ^a
9-10	63.4 $\pm$ 50.6 ^{bcd}	3.4 $\pm$ 4.9 ^{bc}	3.3 $\pm$ 2.8 ^{bc}	46.7 $\pm$ 40.9 ^{ab}	10.1 $\pm$ 9.0 ^{ab}
11-12	55.6 $\pm$ 44.1 ^{cd}	0.5 $\pm$ 0.7 ^c	3.7 $\pm$ 4.2 ^c	37.1 $\pm$ 31.2 ^{ab}	14.4 $\pm$ 11.1 ^a
13-14	30.9 $\pm$ 35.6 ^d	0.3 $\pm$ 0.5 ^c	1.2 $\pm$ 1.5 ^c	19.8 $\pm$ 24.1 ^b	9.6 $\pm$ 9.0 ^{ab}
χ^2	59.5**	65.5**	53.9**	22.7**	15.6*

Friedman's test, * $p<0.05$, ** $p<0.01$, $n=17$

在各類群水鳥中，高視闊步覓食鷺鳥及深水覓食鷸類集中出現於晒池初期，兩種魚塭結果相似，其密度皆於晒池的第 1-2 天最高，顯著大於第 5-14 天，第 3-4 天介於之間（表 1，表 2）。

憑觸覺於灘地覓食鷸類為晒池過程中數量最多的類群，其密度在虱目魚吋苗池晒池的第 1-4 天較高，顯著大於第 7-14 天，第 5-6 天介於之間；在文蛤池晒池的第 3-6 天密度較高，顯著大於第 1-2 天及第 13-14 天，第 7-12 天介於之間（表 1，表 2）。

憑視覺於灘地覓食鷸類為晒池中後期次多的類群，其密度在虱目魚吋苗池晒池的第 3-4 天最高，顯著大於第 7-14 天，其餘天數介於之間；在文蛤池晒池的第 5-8 天及第 11-12 天密度最高，顯著大於第 1-2 天，其餘天數介於之間（表 1，表 2）。

四、兩種魚塭晒池時的水鳥組成差異

虱目魚吋苗（n=10）與文蛤（n=17）兩種魚塭晒池時的水鳥組成具有顯著差異（ANOSIM $R=0.88$, $p=0.001$, number of permutations=9999）。兩種魚塭共記錄到 31 種涉禽（表 3），其中在虱目魚吋苗池密度顯著高於文蛤池的鳥種有中白鷺（*Mesophoyx intermedia*）、東方環頸鵒、小環頸鵒（*Charadrius dubius*）、高蹺鵒、小青足鷸（*Tringa stagnatilis*）、鷹斑鷸（*T. glareola*）、紅胸濱鷸、長趾濱鷸（*Calidris subminuta*）及彎嘴濱鷸（*C. ferruginea*）。而文蛤池密度顯著較高的鳥種則有大白鷺、黑面琵鷺（*Platalea*

minor）、灰斑鵒（*Pluvialis squatarola*）、青足鷸及赤足鷸（*T. totanus*）。其餘鳥種於兩種魚塭之間無顯著性差異。

五、水鳥對晒池與非晒池魚塭的選擇

就 4 類同功群選定樣區中最為普遍出現的 2 種水鳥進行分析其對於不同魚塭操作狀態之使用，其結果如下：

高視闊步覓食鷺鳥：以大白鷺及小白鷺為代表。兩種鳥於 9-11 月出現在晒池中魚塭的觀察值顯著大於期望值，此外 12-2 月出現在非晒池文蛤池的觀察值也顯著較大（表 4a-b）。

深水覓食鷸類：以高蹺鵒及青足鷸為代表。兩種鳥於 9-11 月出現在晒池中魚塭的觀察值顯著大於期望值，此外 12-1 月出現在非晒池文蛤池的觀察值也顯著較大，2 月則於非晒池虱目魚池的觀察值顯著較大（表 4c-d）。

憑觸覺於灘地覓食鷸類：以黑腹濱鷸及紅胸濱鷸為代表。兩種鳥於 9-2 月出現在晒池中魚塭的觀察值皆顯著大於期望值，此外 12-2 月出現在非晒池虱目魚池的觀察值也顯著較大（表 4e-f）。

憑視覺於灘地覓食鷸類：以東方環頸鵒及太平洋金斑鵒為代表。其中東方環頸鵒於 9-2 月出現在晒池中魚塭的觀察值皆顯著大於期望值，此外 12-2 月出現在非晒池虱目魚池的觀察值也顯著較大（表 4g）。太平洋金斑鵒則於 9-11 月出現在晒池中魚塭的觀察值顯著大於期望值，此外 12-1 月出現在已晒乾魚塭的觀察值也顯著較大（表 4h）。

表 3. 晒池時各種水鳥密度在兩種魚塭之比較

Table 3. Density comparison (ind/ha) of different waterbirds species in two types of fish ponds during the draining period

		Milkfish ponds (n=10)		Hard clam ponds (n=17)		P value
		Mean	SD	Mean	SD	
蒼鷺	<i>Ardea cinerea</i>	2.63	7.40	0.95	1.67	0.902
大白鷺	<i>Ardea alba</i>	4.95	7.38	32.78	33.89	0.021*
中白鷺	<i>Mesophoyx intermedia</i>	1.91	2.06	0.36	0.60	0.005*
小白鷺	<i>Egretta garzetta</i>	49.31	40.24	58.94	62.23	0.749
黃頭鷺	<i>Bubulcus ibis</i>	0.06	0.12	0.00	0.00	0.414
埃及聖鸛	<i>Threskiornis aethiopicus</i>	0.37	0.62	0.32	0.73	0.749
黑面琵鷺	<i>Platalea minor</i>	0.45	1.32	22.62	48.90	0.020*
灰斑鶺	<i>Pluvialis squatarola</i>	0.00	0.00	4.54	3.76	<0.001**
太平洋金斑鶺	<i>Pluvialis fulva</i>	6.36	5.20	18.48	39.77	0.824
蒙古鶺	<i>Charadrius mongolus</i>	0.32	0.31	3.61	5.01	0.204
東方環頸鶺	<i>Charadrius alexandrinus</i>	54.29	28.81	15.60	9.34	<0.001**
環頸鶺	<i>Charadrius hiaticula</i>	0.07	0.12	0.00	0.00	0.204
小環頸鶺	<i>Charadrius dubius</i>	17.55	8.41	0.02	0.06	<0.001**
高蹺鶺	<i>Himantopus himantopus</i>	15.45	16.95	2.37	2.38	0.031*
磯鶺	<i>Actitis hypoleucos</i>	0.23	0.33	0.08	0.21	0.127
青足鶺	<i>Tringa nebularia</i>	3.74	3.05	44.25	29.96	<0.001**
小青足鶺	<i>Tringa stagnatilis</i>	30.15	33.79	2.99	2.61	0.015*
鷹斑鶺	<i>Tringa glareola</i>	4.30	4.37	0.00	0.00	<0.001**
赤足鶺	<i>Tringa totanus</i>	5.83	4.78	13.85	10.81	0.050*
大杓鶺	<i>Numenius arquata</i>	0.00	0.00	0.21	0.47	0.334
黑尾鶺	<i>Limosa limosa</i>	0.09	0.30	0.00	0.00	0.675
斑尾鶺	<i>Limosa lapponica</i>	0.03	0.08	0.52	0.94	0.064
翻石鶺	<i>Arenaria interpres</i>	0.10	0.13	0.00	0.00	0.093
三趾濱鶺	<i>Calidris alba</i>	0.03	0.08	0.00	0.00	0.675
紅胸濱鶺	<i>Calidris ruficollis</i>	73.57	55.11	21.75	32.72	<0.001**
長趾濱鶺	<i>Calidris subminuta</i>	49.48	38.44	0.05	0.21	<0.001**
尖尾濱鶺	<i>Calidris acuminata</i>	0.06	0.12	0.00	0.00	0.414
黑腹濱鶺	<i>Calidris alpina</i>	116.47	76.58	158.70	144.00	0.863
彎嘴濱鶺	<i>Calidris ferruginea</i>	9.24	14.56	0.03	0.13	<0.001**
琵嘴鶺	<i>Eurynorhynchus pygmeus</i>	0.06	0.13	0.00	0.00	0.414
寬嘴鶺	<i>Limicola falcinellus</i>	0.24	0.39	0.00	0.00	0.093

Mann-Whitney U test, * $p < 0.05$, ** $p < 0.001$

表 4. 2012-2013 年七股常見 8 種涉禽對不同魚塭之選擇

Table 4. Selection of different ponds by eight common species of wading birds in Qiku during 2012-2013

a. <i>Ardea alba</i>							b. <i>Egretta garzetta</i>						
	Sep	Oct	Nov	Dec	Jan	Feb		Sep	Oct	Nov	Dec	Jan	Feb
Non-drained hard clam ponds	--	--	--	++	++	++	Non-drained hard clam ponds	--	--	++	++	++	+
Non-drained milkfish ponds	++	○	--	--	-	--	Non-drained milkfish ponds	-	○	○	--	--	○
Drained ponds	○	++	++	++	○	○	Drained ponds	++	++	+	○	○	○
Dry ponds	n.a.	n.a.	--	--	--	--	Dry ponds	n.a.	n.a.	--	--	--	--
c. <i>Himantopus himantopus</i>							d. <i>Tringa nebularia</i>						
	Sep	Oct	Nov	Dec	Jan	Feb		Sep	Oct	Nov	Dec	Jan	Feb
Non-drained hard clam ponds	--	--	○	++	++	--	Non-drained hard clam ponds	--	○	○	++	++	--
Non-drained milkfish ponds	++	○	○	○	○	++	Non-drained milkfish ponds	--	--	○	○	-	++
Drained ponds	++	++	++	+	--	○	Drained ponds	++	++	++	○	+	○
Dry ponds	n.a.	n.a.	--	--	--	--	Dry ponds	n.a.	n.a.	--	--	--	--
e. <i>Calidris alpina</i>							f. <i>Calidris ruficollis</i>						
	Sep	Oct	Nov	Dec	Jan	Feb		Sep	Oct	Nov	Dec	Jan	Feb
Non-drained hard clam ponds	--	--	--	--	--	--	Non-drained hard clam ponds	--	--	--	--	--	--
Non-drained milkfish ponds	--	--	--	++	++	++	Non-drained milkfish ponds	--	--	○	++	++	++
Drained ponds	++	++	++	++	++	++	Drained ponds	++	++	++	++	++	++
Dry ponds	n.a.	n.a.	--	--	○	--	Dry ponds	n.a.	n.a.	--	--	○	--
g. <i>Charadrius alexandrinus</i>							h. <i>Pluvialis fulva</i>						
	Sep	Oct	Nov	Dec	Jan	Feb		Sep	Oct	Nov	Dec	Jan	Feb
Non-drained hard clam ponds	--	--	--	--	--	--	Non-drained hard clam ponds	○	--	--	--	--	--
Non-drained milkfish ponds	-	--	--	+	++	++	Non-drained milkfish ponds	-	--	○	--	--	--
Drained ponds	++	++	++	++	++	++	Drained ponds	+	++	++	○	○	○
Dry ponds	n.a.	n.a.	++	○	○	○	Dry ponds	n.a.	n.a.	--	++	++	++

++ 表示水鳥數量的觀察值大於期望值, $p < 0.01$; + 表示觀察值大於期望值, $p < 0.05$; ○ 表示觀察值與期望值沒有顯著差異; - 表示觀察值小於期望值, $p < 0.05$; -- 表示觀察值小於期望值, $p < 0.01$; n.a. 表示該次調查無該種魚塭。

++ = observed usage > expected usage, $p < 0.01$; + = observed usage > expected usage, $p < 0.05$; ○ = observed usage equals expected usage; - = observed usage < expected usage, $p < 0.05$; -- = observed usage < expected usage, $p < 0.01$; n.a. = habitat not present.

討 論

養殖生物的特性影響了魚塭晒池的週期與時間。虱目魚為熱帶及亞熱帶魚種不耐低溫，水溫低於 8.5°C 即會造成死亡 (Lin 1969)。淺坪式虱目魚塭由於水位較低，冬季寒流時水溫可能遽降至耐受溫度之下。為避免魚隻大量凍死，漁民每年於入冬前的 10-11 月完成捕撈及晒池工作，剩餘未上市的魚則須趕入水位較深越冬池中。

文蛤為濾食性生物，加上與其混養的魚蝦密度不高 (劉 2001)，池底累積殘餌及養殖生物排泄物的速度可能較慢，漁民為節省成本增加產量通常不會每年晒池。根據現場訪談，漁民表示一般 2-3 年晒池 1 次，與本研究實際調查兩年冬季的晒池魚塭比例 32.39 % 相近。此外養殖業者大多在每年 3 月放養文蛤新苗 (劉 2001)，因此晒池整地的時間主要就落在冬季收成至春季放養間的空檔 11-1 月。

兩種養殖於晒池中魚塭的水鳥密度皆顯著大於養殖中魚塭，說明晒池魚塭提供了較適合的棲地並能吸引水鳥利用。文蛤池的水鳥密度以 11-1 月較高 (圖 3)，亦為晒池魚塭最多的月分。虱目魚吋苗池的水鳥密度則以 8-11 月較高 (圖 2)，原因除 10-11 月為晒池高峰外，8-9 月養殖間暫時放乾的池子也吸引了水鳥利用。虱目魚吋苗池一年可養 2 或 3 批魚苗，在舊苗收成後與新苗放養之間常將池水排乾，形成與晒池魚塭相似環境，但底土不晒至完全龜裂，一般不超過 7 天即入水養殖下批魚苗。

晒池能顯著增加魚塭中水鳥的密度，但根據調查結果文蛤池每年只有 32.4 % 晒池，即使是晒池的主要月分 (11-1 月)，多數魚塭仍處於養殖中狀態，使固定樣區中的整體水鳥密度並未明顯比虱目魚吋苗池高 (圖 2、圖 3)。但

根據全區調查，文蛤池的面積為虱目魚吋苗池的 3.5 倍。因此於 11-1 月棲息在七股文蛤池的水鳥數量應高出虱目魚吋苗池。總體而言，本區虱目魚吋苗池主要提供 8-11 月的水鳥利用；文蛤池則為 11-1 月。

許等 (2010) 針對位於七股西南方約 10 公里的四草濕地進行研究，結果顯示鳥類秋過境為 9-10 月，度冬期為 11-3 月。吳 (2011) 依上述報告相同的分析方法研究位在七股的黑面琵鷺保護區，結果顯示秋過境期為 8-9 月，度冬期為 10-4 月上旬。依據上述兩篇研究，本區的虱目魚吋苗池主要供秋過境至度冬初期的水鳥利用；文蛤池則供度冬初期至中期的水鳥。

本研究兩種魚塭晒池時的水鳥組成有顯著差異，但因晒池月分不同，不易釐清為鳥類相季節變動或是魚塭環境不同造成。為進一步探討，本文以鄰近七股的四草濕地為參照，鳥類相季節變動以許等 (2010) 研究為參考依據，該篇報告包含 2003-2010 年每月 1 次的鳥類監測資料。

四草的中白鷺、小環頸鵒、高蹺鵒、鷹斑鵒、長趾濱鵒及彎嘴濱鵒，其每月的平均數量於秋過境期較度冬期多。本研究中，上述 6 種鳥在秋末初冬晒池的虱目魚吋苗池也顯著較冬季晒池的文蛤池多 (表 3)。而四草的黑面琵鷺及灰斑鵒數量於度冬期較秋過境期多，本研究中上述兩者也以冬季晒池的文蛤池數量較多 (表 3)。以上例子表示部分鳥種在兩種魚塭的數量差異，可能為鳥類相季節性變動造成。

四草的紅胸濱鵒及小青足鵒數量於秋過境及度冬期差異不大，而東方環頸鵒則於度冬期較多。但本研究中，上述 3 種鳥皆以秋末初冬晒池的虱目魚吋苗顯著較多 (表 3)。四草的大白鷺及青足鵒數量於秋過境及度冬期差異不

大，而赤足鷸則於秋過期較多。但本研究中，上述3種鳥皆以冬季晒池的文蛤池顯著較多(表3)。以上例子表示部分鳥種在兩種魚塭的數量差異，可能因其對不同魚塭環境偏好所致。

以晒池過程的變化來看，水鳥的密度隨時間明顯下降。其中高視闊步覓食鷺鳥及深水覓食鸕鶿類水鳥只集中出現在開始晒池的第1-2天(表1, 表2)，原因與魚塭排水速度有關。此兩類水鳥覓食於水域環境中(Ntiamoa-baidu *et al.* 1998)，主要利用魚塭排水過程中暫時形成的淺水環境。根據現場調查，本區養殖業者多利用地形、潮汐及抽水機將池水於2-3日內快速排乾，致使牠們能利用時間限於晒池之初。當池水排乾後，露出潮濕底泥則成為灘地覓食型水鳥可利用的棲地，而待底土逐漸晒至龜裂，濕地環境也隨之消失。調查過程中也發現，文蛤養殖業者平均約在晒池後的第11天(11 ± 4 , $n=18$, 未發表資料)再以挖土機在池子周圍挖掘深溝，並以抽水機將滲入溝中的水抽出，以加速底土淤水排乾。

分析各類群水鳥代表物種顯示，高蹺鴛、青足鷸、大白鷺及小白鷺除晒池魚塭外，也選擇聚集在冬季的文蛤池(表4a-d)，依現場觀察此現象與魚塭水位降低有關。文蛤收成過程常將水位降低以利採收，此外為維持水質而進行換水的過程，也觀察到水位降低現象。上述狀況池水並不排乾，但暫時降低的水位常已聚集高視闊步覓食鷺鳥及深水覓食鸕鶿類水鳥於池中捕食魚蝦。而黑腹濱鷸、紅胸濱鷸及東方環頸鷸除晒池魚塭外，也選擇聚集在冬季的虱目魚吋苗池(表4e-g)。此時期為養藻階段，魚塭先以米糠施肥後注水10-20 cm，以利培育底藻增加肥份(蘇2007)。當藻水逐漸乾涸時，露出的潮濕底土提供了灘地覓食型水鳥可覓食的棲地。上述養藻的操作在冬季一般會重

覆進行2次。而太平洋金斑鷸除晒池魚塭外，冬季也群聚在已晒乾魚塭中休息。調查曾記錄到2063隻個體同時聚集於1個已晒乾並有翻過底土的魚塭中休息(未發表資料)。

由表1及表2中的標準差可知，不同魚塭間的水鳥密度差異很大，其原因可能與池中食物條件有關。水生無脊椎動物(如多毛類、端足類、螺貝類及水生蟲等)是鸕鶿類主要的食物(Mercier and McNeil 1994; Skagen and Oman 1996; 張2002)，研究指出水鳥會選擇具有較高食物密度的棲地覓食(蔡1994; Sanchez *et al.* 1997; Jing *et al.* 2007)。有關文蛤養殖池的研究則發現，養殖年代及底質環境影響了池中底棲無脊椎動物相(蘇1988)。是否因養殖環境差異，造成魚塭中底棲動物種類及數量不同，進而影響到前來覓食的水鳥數量有待後續研究驗證。

Taft *et al.* (2002)曾對美國加州中央谷地的濕地進行研究，發現在環境中缺乏淺水濕地時，降低實驗濕地水位能顯著增加水鳥密度；而在環境中淺水濕地數量較多時，相同的操作並無法增加實驗濕地水鳥。由上述研究推論，本研究中水位降低的晒池魚塭都能吸引大量水鳥，可能表示七股地區能提供水鳥利用的淺水濕地較為有限。

水鳥會以累積體脂肪方式因應長途遷徙所消耗的能量，例如大肚溪口南岸的黑腹濱鷸於度冬末期的3月開始增加體脂肪(李致安2002)；而秋過境期抵達的鐵嘴鷸需待累積體脂肪後再繼續南遷(曾2006)。因此遷徙前及過境期是水鳥需要大量進食以累積足夠能量的重要時刻。然七股地區養殖業者一般在春季開始放養，因此調查結果中3-5月只剩零星魚塭晒池，能提供度冬末期及春過境水鳥棲息及覓食的空間有限。

結論與建議

虱目魚吋苗與文蛤養殖池的晒池過程能吸引水鳥利用，對水鳥保育有正面助益。若能在既有養殖狀況下鼓勵養殖業者每年晒池、減緩排水速度或延後挖溝抽水時間，預期可增加水鳥利用的數量與時間。

兩種魚塢中水鳥出現的高峰月分不同，虱目魚吋苗池水鳥密度以 8-11 月較高；文蛤池則為 11-1 月。然樣區中 3-5 月缺乏如晒池等水位降低的魚塢，可提供度冬末期及春過境水鳥的棲地有限。未來七股地區的水鳥保育計畫，可將營造春季淺水濕地列為重點之一。

冬季魚塢運作方式差異，影響了不同類型水鳥對棲地的選擇。灘地覓食型鸕鶿類（tactile & visual surface-foraging waders）選擇冬季養藻的虱目魚塢；而高視闊步覓食鷺鳥（stalking heron）及深水覓食鸕鶿類（pelagic foraging waders）選擇收成或換水過程中水位暫時降低的文蛤池。

本研究雖計算了取樣魚塢每月的平均水鳥密度，但因缺少全區各種魚塢養殖種類的面積資料，無法估算全區整體的水鳥數量。未來若能取得完整的養殖資料，並透過分層取樣法針對各種魚塢以適當面積比例進行調查，方能有效評估整個養殖區域每月有多少的水鳥利用。

引用文獻

牛俊英，張斌，袁曉，王天厚。2011。上海市南匯東灘圍墾後海岸帶濕地冬春季水鳥生境選擇。動物學研究 32: 624-630。
行政院農業委員會漁業署。2012。中華民國 101 年台灣地區漁業統計年報。

吳靜雯。2011。細數主棲地的春夏秋冬。黑面撈杯37: 2-6。

張家維。2002。利用覆網實驗研究四草野生動物保護區冬季鸕鶿科候鳥覓食對其餌食生物豐度之影響。彰化師範大學碩士論文。

許皓捷，李培芬，周大慶。2010。四草溼地鳥類群聚的時間動態。2012 年台南濕地生物資源與經營管理研討會論文集。

曾文生。2006。黑腹濱鸕與鐵嘴鸕非體脂肪重量之推估：利用全身電導度分析法測量。東海大學碩士論文。

華寧，馬志輝，馬強，宋國賢，湯臣棟，李博，陳家寬。2009。冬季水鳥對崇明東灘水產養殖塘的利用。生態學報 29: 6342-6350。

楊曼瑜。2006。不同漁塢經營策略對水鳥組成的影響。台灣大學碩士論文。

葉信利。2001。鯛魚類養殖要點-養殖漁業經營管理手冊技術篇。陳秀男(編)。漁業署養殖特刊第 5 號 33-35 頁。行政院農業委員會漁業署。

劉富光。2001。文蛤養殖要點-養殖漁業經營管理手冊。陳秀男(編)。漁業署養殖特刊第 5 號 49-53 頁。行政院農業委員會漁業署。

蔡嘉揚。1994。大肚溪口濱鸕數量季節和空間的變化與其主食端腳類之相關。東海大學碩士論文。

賴家欣。2012。宜蘭地區冬季收割稻田的水鳥分布及其與環境之關係。台南大學碩士論文。

蘇永銘。1988。台西地區文蛤養殖池底棲動物相之研究。台灣大學碩士論文。

蘇茂森。2007。水產試驗所特刊第 9 號 8-9 頁。行政院農業委員會水產試驗所。

Athean, N. D., J. Y. Takekawa, J. D.

- Bluso-Demers, J. M. Shinn, L. A. Brand, C. W. Robinson-Nilsen and C. M. Strong. 2012. Variability in habitat value of commercial salt production ponds: implications for waterbird management and tidal marsh restoration planning. *Hydrobiologia* 697(1): 139-155.
- Byers, C. R., R. K. Steinhorst and P. R. Krausman. 1984. Clarification of a technique for analysis of utilization-availability data. *Journal of Wildlife Management* 48: 1050-1053.
- Catry, T., J. A. Alves, J. Andrade, H. Costa, M. P. Dias, P. Fernandes, A. I. Leal, P. M. Lourenço, R. C. Martins, F. Moniz, S. Pardal, A. Rocha, C. D. Santos, V. Encarnação and J. P. Granadeiro. 2011. Long-term declines of wader populations at the Tagus estuary, Portugal: a response to global or local factors? *Bird Conservation International* 21(4): 438-453.
- Cheek, M. D. 2009. Commercial shrimp ponds versus seminatural mudflats as wading bird foraging habitat in northwest Ecuador. *Waterbirds* 32(2): 248-264.
- Dias, M. P. 2009. Use of salt ponds by wintering shorebirds throughout the tidal cycle. *Waterbirds* 32: 531-537.
- Elphick, C. S. and L. W. Oring. 1998. Winter management of Californian rice fields for waterbirds. *Journal of Applied Ecology* 35(1): 95-108.
- Galbraith, H., R. Jones, R. Park, J. Clough, S. Herrod-Julius, B. Harrington and G. Page. 2002. Global climate change and sea level rise: potential losses of intertidal habitat for shorebirds. *Waterbirds* 25(2): 173-183.
- Jing K., Z. Ma, B. Li, J. Li and J. Chen. 2007. Foraging strategies involved in habitat use of shorebirds at the intertidal area of Chongming Dongtan, China. *Ecological Research* 22: 559-570.
- Lee, C. W., G. Y. Kim, J. D. Jang, B. B. Bhandari and G. J. Joo. 2006. Water level fluctuation and habitat use pattern of wintering waterbirds in the Junam Reservoir area, South Korea. *Journal of Bioscience* 17(2): 79-92.
- Evans-Ogden, L. J., S. Bittman and D. B. Lank. 2008. A review of agricultural land use by shorebirds with special reference to habitat conservation in the Fraser River Delta, British Columbia. *Canadian Journal of Plant Science* 88(1): 71-83.
- Li, D., S. Chen, H. Lloyd, S. Zhu, K. Shan and Z. Zhang. 2013. The importance of artificial habitats to migratory waterbirds within a natural/artificial wetland mosaic, Yellow River Delta, China. *Bird Conservation International* 23(2): 184-198.
- Lin H. S. 1969. Some aspects of milkfish ecology. Chinese-American Joint Commission for Rural Reconstruction. Fisheries Series 17: 68-90.
- Lu, J. F. 2005. Factors affecting habitat selection by waterbirds at temporarily abandoned fish farms in the southwestern coast of Taiwan and their application in the restoration of wetlands for conservation. Ph.D. Dissertation. Department of Biology,

- University College London.
- Ma, Z., B. Li, B. Zhao, K. Jing, S. Tang and J. Chen. 2004. Are artificial wetlands good alternatives to natural wetlands for waterbirds? – A case study on Chongming Island, China. *Biodiversity and Conservation* 13(2): 333-350.
- Masero, J. A. 2003. Assessing alternative anthropogenic habitats for conserving waterbirds: salinas as buffer areas against the impact of natural habitat loss for shorebirds. *Biodiversity and Conservation* 12(6): 1157-1173.
- Mercier F. and R. McNeil. 1994. Seasonal variation in intertidal density of invertebrate prey in a tropical lagoon and effects of shorebird predation. *Canadian Journal of Zoology* 72(10): 1755-1763.
- Neu, C. W., C. R. Byers and J. M. Peek. 1974. A technique for analysis of utilization-availability data. *The Journal of Wildlife Management* 38(3): 541-545.
- Ntiamoa-baidu, Y., T. Piersma, P. Wiersma, M. Poot, P. Battley and C. Gordon. 1998. Water depth selection, daily feeding routines, and diets of waterbirds in coastal lagoons in Ghana. *Ibis* 140: 89-103.
- Safran, R. J., C. R. Isola, M. A. Colwell and O. E. Williams. 1997. Benthic invertebrates at feeding locations of nine waterbird species in managed wetlands of the northern San Joaquin Valley, California. *Wetlands* 17(3): 407-415.
- Sánchez, M. I., A. J. Green and E. M. Castellanos. 2006. Spatial and temporal fluctuations in presence and use of chironomid prey by shorebirds in the Odiel salt pans, south-west Spain. *Hydrobiologia* 567(1): 329-340.
- Skagen, S. K. and H. D. Oman. 1996. Dietary flexibility of shorebirds in the western hemisphere. *Canadian Field-Naturalist* 110(3): 419-444.
- Sripanomyom, S., P. D. Round, T. Savini, Y. Trisurat, and G. A. Gale. 2011. Traditional salt-pans hold major concentrations of overwintering shorebirds in Southeast Asia. *Biological Conservation* 144(1): 526-537.
- Stroud, D. A., A. Baker, D. E. Blanco, N. C. Davidson, S. Delany, B. Ganter, R. Gill, P. González, L. Haanstra, R. I. G. Morrison, T. Piersma, D. A. Scott, O. Thorup, R. West, J. Wilson and C. Zöckler. 2006. The conservation and population status of the world's waders at the turn of millennium. *In*: Boere, G. C., C. A. Galbraith and D. A. Stroud (eds.). *Waterbirds around the world*. pp. 643-648. The Stationery Office, Edinburgh, UK.
- Taft, O. W., M. A. Colwell, C. R. Isola and R. J. Safran. 2002. Waterbird responses to experimental drawdown: implications for the multispecies management of wetland mosaics. *Journal of Applied Ecology* 39(6): 987-1001.
- Takekawa, J. Y., C. T. Lu and R. T. Pratt. 2001. Avian communities in baylands and artificial salt evaporation ponds of the San Francisco Bay estuary. *Hydrobiologia* 466: 317-328.

- Toral, G. M., D. Aragones, J. Bustamante and J. Figuerola. 2011. Using Landsat images to map habitat availability for waterbirds in rice fields. *Ibis* 153(4): 684-694.
- Tourenq, C., R. E. Bennetts, H. Kowalski, E. Vialet, J. Lucchesi, Y. Kayser and P. Isenmann. 2001. Are ricefields a good alternative to natural marshes for waterbird communities in the Camargue, southern France? *Biological Conservation* 100(3): 335-343.
- Velasquez, C. R. 1992. Managing artificial salt pans as a waterbird habitat: species' responses to water level manipulation. *Waterbirds* 15(1): 43-55.
- Young, L. 1998. The importance to ardeids of the Deep Bay fish ponds, Hong Kong. *Biological Conservation* 84: 293-300.
- Young, L. and G. Chan. 1997. The significance of drained fish ponds for wintering waterbirds at the Mai Po Marshes, Hong Kong. *Ibis* 139: 694-698.
- Zar, J. H. 1999. *Biostatistical analysis*, 4th edition. Prentice Hall, Upper Saddle River, New Jersey, USA.

台灣西北部桃園觀新藻礁與北海岸藻礁重金屬含量分析

Heavy metal contents in algal reef coasts in Taoyuan Guansin of northwest Taiwan and north coast of Taiwan

劉靜榆*

Ching-Yu Liou*

行政院農委會特有生物研究保育中心 55244 南投縣集集鎮民生東路 1 號

Endemic Species Research Institute, Jiji, Nantou, Taiwan

*通訊作者: lcy@tesri.gov.tw

*Corresponding author: lcy@tesri.gov.tw

摘 要

為瞭解台灣西北部海岸桃園觀音、新屋藻礁污染情形，確認污染物的來源位置及擴散方向，針對桃園市觀音區及新屋區藻礁海岸，共 10 條樣線設置 28 處採樣站，對照組設置於台灣新北市石門區及三芝區藻礁海岸，設置 8 處採樣站。分別於西北部桃園海岸取得 84 樣本，以及北海岸取得 24 樣本，各樣本以 X-射線螢光光譜儀進行 32 種重金屬濃度分析，採用多變數分析以定量數據來計算樣本之差異，依據主成分分析之分布序列圖及群團分析樹狀圖的結果，釐清各元素之關連性後，針對特定元素討論重金屬濃度在空間分布現象。鈦、鋯、釷、鐵、鈾雖濃度不同但樣本間的變化趨勢有高度相似，鈣、鋇、銣是另一群高度相似性的元素，此外，鋇、鉍、碲、銻、錫含量雖不豐富，但有些屬放射性同位素，在樣本間的變化相似，顯示樣本間元素來源可能一致，應列入監測。桃園觀新藻礁的鋯濃度高達 4,462 ppm，平均值 747 ppm，對照北海岸的藻礁樣本最大值 181 ppm，平均值僅 78 ppm，特別是觀音近岸區鋯濃度明顯較高的趨勢，至離岸 250 m 處仍有約 1,800 ppm 的高值，顯示鋯的來源以陸地為主；觀新藻礁鈦濃度高達 5,735 ppm，對照北海岸的樣本最大值 1,883 ppm；觀新藻礁鋇濃度高達 4,622 ppm，對照北海岸的樣本最大值 1,808 ppm。觀新藻礁鋇、鈦、鋯含量對照北海岸的樣本差異實在太大，確實有外來的污染。推論人工蛇籠護岸堤內填土方及小飯壠溪、新屋溪、後湖溪、社子溪皆有污染物匯入，而堆置於新屋區永安漁港南側海岸的石門水庫淤泥，可能也有污染物，應針對可能之來源加強查核。

Abstract

This study was conducted to investigate heavy metal contents in Guan-sin algal reefs coast of Taoyuan, northwest Taiwan, in order to confirm the location and direction of pollution sources. Twenty-eight stations were set up in ten sampling lines in Guanyin District and Sinwu District, Taoyuan City. Eight sampling stations were set up as controls in Shimen District and Sanzhi District, New Taipei City, north Taiwan. In total 84 samples were obtained from the studied northwest region and 24 from the north coast region. Every sample was measured by X-ray fluorescence for 32 heavy metal contents. Multivariate statistical analysis, Ordination of principal component analysis and dendrogram of cluster analysis were used for the quantitative analysis. This has confirmed several main elements for discussion. Concentrations of Titanium (Ti), zirconium (Zr), thorium (Th), iron (Fe), vanadium (V) were different, but trends of change between samples were highly similar. Calcium (Ca), strontium (Sr), scandium (Sc) were another group of highly similar elements. In addition, barium (Ba), cerium (Cs), tellurium (Te), antimony (Sb), tin (Sn) were low in concentration, but some radioisotopes were similar in the changes of element concentration, indicating possible sources of elements consistent between samples. These elements should be included in monitoring efforts. Zirconium concentration in Taoyuan Guan-sing algal reefs reached 4,462 ppm and on average it was 747 ppm. In comparison, the maximum value in north coast algal reefs was 181 ppm, and on average it was only 78 ppm. Especially in the coastal areas of Guanyin, zirconium was still in high concentration of 1,800 ppm at 250 m offshore, showing land-based sources of zirconium. Titanium was 5,735 ppm in Guan-sing algal reefs coast, and the maximum in north coast was 1,883 ppm; Strontium was 4,622 ppm, and the maximum value was 1,808 ppm in the north coast. Strontium, titanium, zirconium contents were higher than that in the control samplings of north coast, showing external contamination. Evidently pollutants have infiltrated the earthwork fillings in artificial snake-cage dyke and Hsiaofanli Creek, Hsinwu Creek, Houhu Creek and Shetzu Creek. Shihmen Reservoir silt piled on the beach of Yongan Fishing Port, and Sinwu District, Taoyuan might also contain pollutants. Further stringent investigations should be conducted to examine possible sources of pollution.

關鍵詞：觀新藻礁、台灣西北部、重金屬含量、桃園市、北海岸

Key words: Guansin algal reefs, northwest Taiwan, heavy metal contents, Taoyuan City, north coast.

收件日期：2014 年 05 月 19 日 接受日期：2014 年 09 月 29 日

Received: May 19, 2014

Accepted: September 29, 2014

緒 言

在台灣西北部的桃園海岸，從竹圍漁港到永安漁港約有 27 km 是藻礁地形，於退潮時呈現不連續出露(Reineck and Cheng 1986; Dorjes and Cheng 1986; 王等 2008; 劉 2008a; 劉等 2007)。但受到海湖坑口、大園、觀音工業區排廢水影響，北起大園鄉竹圍海岸，南迄觀音鄉大堀溪口，殘存的藻礁上幾乎找不到現生的珊瑚藻(劉 2012a)。目前尚存觀音鄉保生村及新屋鄉永興村、永安村的藻礁海岸仍在發育中，是台灣面積最大藻礁地形，也是桃園海岸生物量最高的區域(劉 2013, 2011a, 2008b)。

自小飯壠溪口南岸至新屋溪口北岸，就是所稱的觀音藻礁，原與觀塘工業區的藻礁是連續的，非常平坦寬闊，因台電大潭電廠的進水及排水需要，在海岸築了幾道大型垂直堤防，將觀音藻礁從中攔腰截斷(劉 2011b)；自新屋溪口至後湖溪口東北側，就是所稱的新屋藻礁，目前仍有現生的珊瑚藻，礁體分布較不連續，藻礁面積僅次於小飯壠溪至新屋溪口間，永安漁港北側礁體從形成初期就是以無節珊瑚藻為主，是全島最純的藻礁海岸(王等 2009; 戴等 2009)，這兩段海岸合稱觀新藻礁。台灣現生無節珊瑚藻優勢的地點，除了桃園外，新北市的石門、三芝區的藻礁海岸亦在發育中，但北海岸向外分布的寬度小於桃園的藻礁。

綜觀台灣藻礁分布，常是小型河川的出海口，因為河川帶來泥沙，造成附近海水濁度提高，混濁的水域限制了珊瑚蟲的生長，相較之下，無節珊瑚藻對水質的要求較低，於是無節珊瑚藻就取得生長優勢，形成大型礁體(劉 2010, 2013)。桃園位於台灣西北海岸，由於地形的影響，沿岸流呈東北西南向，若溪流出海口的流速不夠強，就會被沿岸流所夾帶的沙或

石礫堵住，溪流出海口會向南偏折，有些地區就形成沙嘴。桃園觀新藻礁之小飯壠溪口、新屋溪口及後湖溪口都是這類型的溪流(劉 2013)，這些溪水流至海域的方式並非直接排入海中，通常水流會呈小水系的型態，在向南偏的海岸段，滲流過沙丘下方進入大海。溪水入海的過程中，若受到污染，包括匯流入的污水或滲流時溶出的毒物，皆會影響藻礁區的生態。依據 2011 年觀音藻礁海岸礁體重金屬含量分析(劉 2014)，指出觀音藻礁海岸礁體中鉛濃度明顯偏高，且在新屋溪口樣本中檢出超高的鈦含量。為瞭解桃園市觀音及新屋區藻礁污染情形，試圖進一步追蹤，針對桃園觀音及新屋藻礁區進行取樣，以確認污染物的來源位置及擴散方向。

重金屬濃度分析有原子吸收光譜法(Atomic Absorption Spectroscopy)、感應耦合電漿法(Inductively Coupled Plasma)及 X-射線螢光法(X-ray fluorescence)三大類，其中原子吸收光譜法適用於單一元素，大批樣本定量分析時之效率低(陸 2001)，感應耦合電漿原子發射光譜法可同時測得樣本中多種元素，但在進行測定前樣本需經酸消化處理，而 X-射線螢光法具有快速、非接觸、非破壞性及多元素分析等特點，逐漸廣為應用。

本研究依據中華民國 95 年 1 月 18 日環署檢字第 0950006426 號公告之標準(環 2006)以 X-射線螢光光譜儀(X-ray fluorescence spectrometry)進行礁體重金屬濃度分析，利用 X-射線螢光光譜儀發射之初級 X-射線(primary X-ray)作為激發源(primary source)照射樣本，樣本吸收 X-射線的能量而激發，產生次級 X-射線(secondary X-ray)，放出樣本所含元素的螢光光譜，經由分光晶體分光後，分析各不同波長的強度，即可得知樣本中組成元素的種類與

含量(Jenkins 1999)。本研究使用型號 XL3t 700 光譜儀，分析樣本中重金屬濃度，筆者已運用此儀器於台南市曾文溪口、彰化縣大肚溪口、新竹市香山等溼地底泥及藻礁海岸等地進行相關研究(劉 2012b, 2014)，國內外也有類似的研究進行(Makundi 2001; Muchori 1984; Sauter *et al.* 1979; Tomassini 1976; 葉等 2011; 楊等 2012)。近年來新興科技工業所產生的多種稀有重金屬，其排放標準尚未明列於行政院環境保護署的法規中，本研究針對桃園市觀音、新屋藻礁區及新北市石門區的富貴角以西至三芝區古庄海岸間藻礁採集樣本，為確認是否污染，研究中除參考環保署的法定標準外，並進行桃園市及新北市藻礁海岸之採樣礁體檢測值對照討論。

材料與方法

一、樣線設置及樣本採集

本研究自 2012 年 4 月至 10 月間於桃園市觀音區藻礁設置 4 條樣線(sampling lines)，新屋區設置 6 條樣線，利用退潮時取樣，自沙灘交會處露出之礁體計算，垂直海岸線至最低潮線，即可站立操作點，且潮水未淹沒處，其礁體寬度，達 100m 設置 1 處採樣站(sampling station)，寬度達 200m 設置 2 處採樣站，寬度超過 300m 設置 3 處採樣站，各採樣站分別採取 3 重複樣本(sample)。

圖 1 顯示 2012 年桃園市觀音區及新屋區 9 條藻礁樣線位置，觀音區自小飯壠溪口南岸至新屋溪口北岸約 2 km 的海岸線，由北向南設置第 1 至第 4 樣線(L1-L4)；新屋區自新屋溪口至後湖溪口，由永安漁港北側，由南向北設置第 5 至第 9 樣線(L5-L9)。圖 2 顯示 2011 年於觀音藻礁區設置 4 條樣線的設置，2011 年取樣

方式為自藻礁區與沙灘交會處之礁體垂直海岸線每隔 10m 取一樣本(圖 2)，作為重金屬鉛濃度變化之參考。另於新屋區永安漁港南側沙灘(圖 3)，平行海岸線設置第 10 樣線(L10)。2012 年桃園市觀音區及新屋區之樣線 L1-L10 各有 2-3 處的採樣站，各採樣站分別採取 3 重複樣本。本研究於台灣西北海岸之桃園市觀音及新屋區 10 條樣線之 28 處採樣站，各採 3 樣本，共取得 84 個樣本。

對照組設置於新北市石門區富貴角西側之富基、白沙灣、麟山鼻，以及三芝區的大坑溪口、淺水灣、古庄海岸等藻礁區，由西向東共設置 8 處採樣站(圖 4)，針對礁體樣本採集，各採樣站分別採取 3 重複樣本，共取得 24 個樣本。

二、樣本處理及檢測

樣本經充分乾燥，放置在樣本承裝器中，以塑膠膜遮蓋後再行分析檢測。每樣本以 X-射線螢光光譜儀進行，每次檢驗前執行儀器校正，以確認其準確性。檢測元素分別為鉬 Mo、鋯 Zr、鋇 Sr、鈾 U、鉕 Rb、釷 Th、鉛 Pb、硒 Se、砷 As、汞 Hg、鋅 Zn、鎢 W、銅 Cu、鎳 Ni、鈷 Co、鐵 Fe、錳 Mn、鉻 Cr、釩 V、鈦 Ti、鈦 Sc、鈣 Ca、鉀 K、硫 S、鋇 Ba、銨 Cs、碲 Te、銻 Sb、錫 Sn、鎘 Cd、銀 Ag、鈀 Pd 等 32 種重金屬。

三、資料分析

原始資料經基本運算後以敘述統計(descriptive statistics)呈現，再將資料經標準化(data standardized)後，計算各元素間之相似性，以檢視各個樣本重金屬濃度之相關性。再採用分布序列法(ordination)之主成分分析(principal component analysis, PCA) (Jolliffe

1986)計算各軸之特徵值(eigen value)、變數負荷量(variable loading)，繪出分布序列圖，並利用及群團分析(cluster analysis)，將經標準化資料計算相異性係數(mean character difference)，將相異性係數由低至高，以平均聯結法(average linkage)中的加權配對法(weighted pair-group method, WPGMA)加以

聯結，導出層級系統樹狀圖(dendrogram)，依據分布序列及樹狀圖的結果，釐清各元素之關連性後，針對特定元素討論重金屬濃度在空間分布現象。本研究之運算及繪圖以SPSS(Statistical Product and Service Solutions)程式及MVSP(Multi-Variate Statistical Package)程式來進行(Kovach 1999)。



圖 1. 台灣西北桃園海岸觀新藻礁 9 條藻礁樣線(L1-L9)之採樣站位置，2012 年。

Fig. 1. Stations of nine algal reef sampling lines (L1-L9) on the Guan-sing algal reef coasts in Taoyuan of northwest Taiwan, 2012.

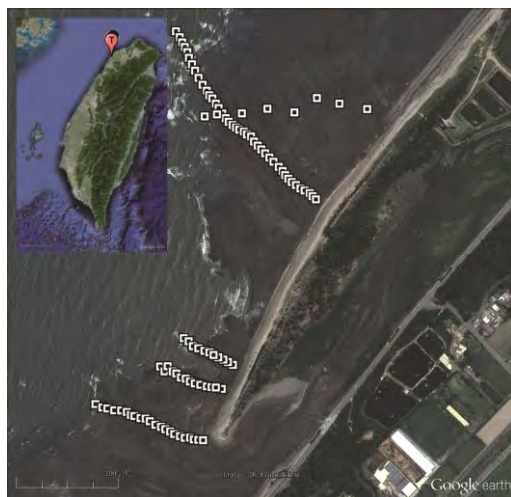


圖 2. 台灣西北桃園海岸觀音藻礁 88 個樣本採集位置，2011 年。

Fig. 2. Eighty-eight sampling locations in Guanyin algal reefs coast in Taoyuan of northwest Taiwan, 2011.



圖 3. 台灣西北桃園海岸新屋區永安漁港南側沙灘樣線(L10)位置，2012 年。

Fig. 3. Stations of beach sampling lines (L10) on the south side of Yongan Fishing Port in Taoyuan of northwest Taiwan, 2012.

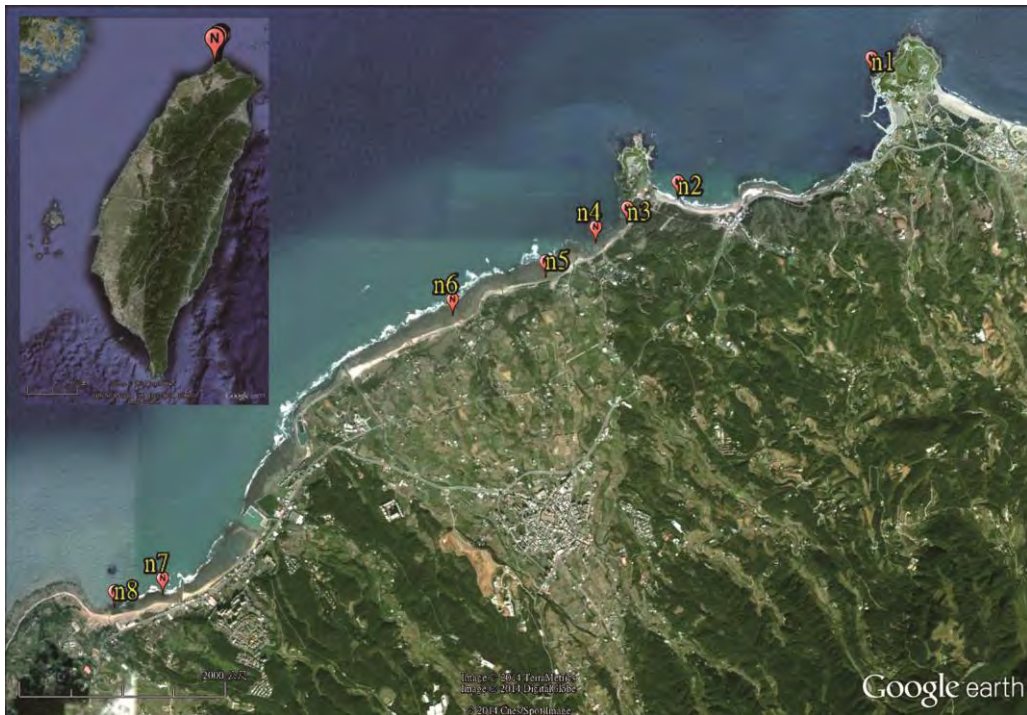


圖 4. 台灣北海岸石門區及三芝區藻礁採樣站位置，2012 年。

Fig. 4. Sampling stations at algal reefs of Shimen District and Sanzhi District in north coast of Taiwan, 2012.

結果與討論

一、分區敘述統計

表 1 列出台灣西北海岸及北海岸藻礁區所檢測的各樣本摘要統計資料，於台灣西北海岸之桃園市觀音、新屋區 84 個樣本及北海岸之新北市石門區、三芝區 24 個樣本，各進行 32 種重金屬檢測。各樣本中普遍出現，且濃度偏高的有鉛、鈦、鋁、鈣、鉀、鐵、錳，有些可能與環境背景值有關。但其中桃園海岸的鉛濃度高達 4,462 ppm，對照北海岸的樣本最大值 181 ppm，鈦濃度高達 7,950 ppm，對照北海岸的樣本最大值 1,883 ppm、鋁濃度高達 4,622 ppm，對照北海岸的樣本最大值 1,808 ppm，差異實在太大，有異常。其他多數元素濃度並非

極度超高，也各樣本中普遍出現，之間的變化趨勢較難掌握，更無法直接釐清關連性，將以多變數分析進一步研判。

二、重金屬元素間之相關性

本研究將台灣西北海岸之桃園市觀音及新屋區 10 條樣線中，84 個樣本之 32 種重金屬濃度資料標準化後，分析各樣本內重金屬元素之相似性(表 2)。由各樣本間重金屬元素之相似性表中顯示，鉛、鈦、鐵、鈦、鈦間之相似性介於 84.5 % - 50.8 %，是一群樣本間濃度變化趨勢高度相似性的元素，其中鉛、鈦之相似性 73.0 %，鉛的濃度高達 4,462 ppm，而鈦最高為 54 ppm，而鐵、鈦、鈦之相似性為 84.5 %，73.8 %，73.7 %，鐵、鈦皆為數萬及數千以上的

高濃度，但釩最高只有 188 ppm，顯示雖濃度不同，但樣本間的變化趨勢有高度相似。鈣、鋇、釷、硫之相似性分別為 92.2 %, 81.4 %, 77.5 %, 66.5 %, 61.2 %, 是另一群高度相似性的元素。鉀、鉬之相似性為 79.4 %, 銅、鋅之相似性為 74.7 %, 為成對相似。另有些重金屬濃度雖非極端高值，但元素間相似性極高，如鋇、

鉍、碲、銻、錫、鎢之相似性為 93.6 %-61.0 %, 其中鉍、鉍為 93.6 %, 鉍、碲 92.2 %, 碲、銻 90.1 %, 這些都顯示樣本間元素濃度變化一致。此外，鋁、鈦、鈦與鈣、鋇、釷這兩群元素之高相似性，與觀音藻礁海岸藻礁體重金屬含量分析結果相符(劉 2014)。

表 1. 台灣西北桃園海岸及北海岸藻礁區樣本重金屬含量敘述統計表

Table 1. Statistics of 32 heavy metal contents from samples in Taoyuan coast of northwest Taiwan and north coast of Taiwan

	Taoyuan coast of Taiwan(n=84)			north coast of Taiwan(n=24)		
	max	average	stdev	max	average	stdev
Sr	4622	996.3	820.7	1808	918.9	343.9
Ca	173621	40325.8	35163.3	180674	72523.5	40616.6
Sc	320	86.8	69.0	333	151.3	76.0
S	1696	687.2	419.8	3199	1681.6	835.0
Fe	63623	18334.0	9568.9	66310	16985.5	13696.7
Zr	4462	746.5	796.9	181	78.3	43.3
Rb	70	39.5	15.0	102	31.1	20.0
Th	54	14.4	9.0	24	9.3	5.4
Ti	7950	1392.2	1220.6	1883	637.0	457.5
V	166	41.2	24.0	92	46.3	19.4
K	8586	4295.1	2025.6	6688	3100.3	1436.0
Zn	188	80.3	28.6	210	71.8	43.2
Cr	126	64.0	16.7	99	57.6	13.0
Pb	53	20.8	8.0	61	20.3	11.7
Cu	213	57.5	32.2	152	44.2	36.1
Mn	15202	1460.5	2152.0	7569	904.9	1463.6
As	159	18.7	19.0	65	16.2	14.8
Mo	21	8.4	5.6	22	7.7	4.5
U	16	1.6	2.9	10	0.9	2.2
Se	3	0.2	0.5	3	0.4	0.9
Hg	28	4.7	6.6	23	6.3	8.0
W	141	28.2	30.9	114	24.1	28.9
Ni	75	19.8	20.6	45	12.8	15.7
Co	266	39.7	47.1	246	45.7	77.6
Ba	408	202.9	98.3	339	173.6	94.8
Cs	116	34.8	26.7	101	36.6	25.9
Te	184	40.1	46.7	170	43.2	47.3
Sb	41	6.3	9.4	34	6.2	9.4
Sn	47	12.9	13.1	41	12.9	13.3
Cd	17	1.7	3.1	12	2.0	3.1
Ag	9	0.7	1.8	5	1.0	1.7
Pd	13	0.9	2.1	6	1.0	1.7

Table 2. Similarity matrix of 32 heavy metal contents in 84 samples in Taoyuan coast of northwest Taiwan, 2012

[illegible]

Se	13.8	-23.7	81.4	-25.4	-34.9	-9.4	18.8	9.3	18.6	-9.8	-19.0	11.8	-2.1	-35.7	-32.8	27.1	7.2	-15.9	-40.2	100																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																								
----	------	-------	------	-------	-------	------	------	-----	------	------	-------	------	------	-------	-------	------	-----	-------	-------	-----	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--

表 3 顯示臺灣北海岸之新北市石門區及三芝區 8 採樣站 24 個樣本，32 種重金屬元素間之相似性。其中與桃園海岸類似的是銀、鉍、鉍、碲、錫之相似性為 95.3 %-73.8 %，其中銀、鉍之相似性為 95.3 %，鉍、碲之相似性 93 %，碲、鉍之相似性 91.5 %，這些群元素之相似性與桃園海岸約略一致。此外，銅、鉍之相似性為 90.9 %，鈣、鉍之相似性為 84.3 %，錳、鉍之相似性 79.4

%，鉍、鉍之相似性為 76.1 %，皆為成對相似。鉍、鐵、鉍、鉍之相似性分別為 80.8 %，74.1 %，71.8 %，64.4 %，是另一群高度相似性的元素。值得注意的是，北海岸藻礁區樣本中鉍的濃度最高只 181 ppm(表 1)，且樣本間鉍濃度的變化趨勢，沒有如桃園海岸與其他元素間有高相似性(表 2、3)，對照 2011 年於桃園及北海岸藻礁區採集樣本的變化趨勢有類似的結果(劉 2014)。

表 3. 台灣北海岸 24 個樣本中 32 項重金屬元素之相似性矩陣，2012 年

[illegible]

Ti	-6.5	62.7	-7.1	64.4	0	27.9	29.6	15.7	52.6	1.4	-26.4	-14.3	-22.6	19.8	54.6	80.8	16.7	15.5	74.2	100												
Se	7.3	-51.8	14.3	-34.4	-23.9	-33.6	-31	20.1	-26.2	-23	36.5	-7.8	49.6	-1.4	-49.5	-50.9	1.3	-1.5	-8.9	-40.5	100											
Ca	-21.1	-21.3	8.9	-21.9	-31.6	-41	-27.5	16.4	-13.6	-18.5	1.7	-20.3	21.8	-9.1	-43.3	-36.1	-3.6	-3.3	4.4	-16.1	84.3	100										
K	7.9	19.2	43.9	5.2	51.8	35.8	29.4	39.6	15.5	-4.8	-9.5	-25.6	-21.6	46.1	-10.1	2	10	6.4	18.3	44.4	4	6.9	100									
S	4.5	-10.2	-28.3	-26.7	-30.8	-49.6	-13.5	5.6	11.6	-34.3	-1.6	21.3	5.9	-9.3	-39.6	-32.5	15.7	-18.5	2.5	-24.1	51.2	55.1	-1.8	100								
Ba	-5.6	12	35.6	-25.6	-19.6	-38	0.4	15.1	-2.2	-17.7	-56.8	-15.6	-52.1	2.6	-29.3	-32.7	-5.6	-14	-21.5	-2.6	9.4	33.5	14.1	37.6	100							
Cs	-9.3	1.1	29	-20.9	-31.3	-46.8	-13.9	13.2	-9.9	-14.9	-49.8	-25	-44.1	-3.9	-33.1	-34.1	-14	-18.3	-20.2	-7.5	16.2	40.5	3.5	44.7	95.3	100						
Te	-4.3	-0.6	15.1	-10.6	-29.6	-39.9	-13.5	14.2	-7.3	-8.7	-49.2	-18.5	-41.5	-25.8	-29.6	-26.6	-12.5	-14.9	-23.3	-9.6	9.3	32.1	-9.3	44.8	86.1	93	100					
Sb	9	-10.9	15.9	-12.9	-24	-25	-5.4	1.3	-13.5	-9.2	-37	-8	-33.4	-35.8	-25.8	-28	-9.2	-21.2	-31.3	-22.4	6.6	21.2	-21.9	28.4	74.9	82.2	91.5	100				
Sn	-16	9.7	22.1	-13.3	-22.1	-34.2	-7.7	5.7	-2.9	-9.1	-49.9	-24.4	-42.4	-3.3	-25.2	-22.4	-14.4	-13.6	-4.2	9.7	9	35.8	16.1	50.1	82.9	88.3	85.4	73.8	100			
Cd	18.4	-5.1	41.6	-13	-7.2	-9.3	12.9	3	-11.7	10.6	-19.3	-17.6	-25.1	-12.4	-12.7	-22.5	-13.6	-40.6	-17.3	-12.8	-0.4	-3.4	-0.6	-1.6	58.4	56.8	56.7	71.1	54.8	100		
Ag	17.8	-26.2	39.2	-13	-16.3	-35.3	1.2	10.8	-24.5	-25.1	-22.9	-15	-22.1	-8.4	-32.6	-28.1	-6.7	-6.5	-21.1	-15.2	15.1	18	2.7	13.1	59.2	65	67.6	65.2	54.7	51	100	
Pd	20.8	-16.2	56.7	-14.3	-22.8	-16.3	-9.9	34	-21.6	22.4	-27.8	-35.3	-12.4	0.9	-22.8	-26.6	-6.5	-24.7	-28.3	-13.1	33.4	36	-1.3	5.9	57.5	61.6	64.5	68	48.4	59.8	55.8	100
Mo	Zr	Sr	U	Rb	Th	Pb	Se	As	Hg	Zn	W	Cu	Ni	Co	Fe	Mn	Cr	V	Ti	Sc	Ca	K	S	Ba	Cs	Te	Sb	Sn	Cd	Ag	Pd	

三、多變數分析

利用主成分分析台灣西北海岸之桃園市觀音區及新屋區 84 個樣本，32 種重金屬元素，各樣本內重金屬含量，計算各軸之特徵值，繪製分布序列圖，圖 5 顯示 32 元素之相關位置於第 1 軸與第 2 軸的序列，前 2 軸的變異量佔總變異量的 37.2 %。各元素於 PCA 軸之排序，第一象限主要元素有鈦、鋳、釷、鐵、鈾、鉀、銻，第二象限為鋁、銻、碲、銻、錫、鎢、銀，第三象限有鈣、鋇、銦、硫。

因為珊瑚藻建礁過程就會吸附多種元素，所以藻礁樣本各種元素含量多寡差異可反應一段時間的累積，但海域是相通，使樣本之間有連續變異之特性，重金屬的序列呈現在 2

軸的對應位置，但並無法很明確的劃分，所以分析結果再以群團分析法導出 32 種重金屬元素之樹狀圖(圖 6)比較，樣本層級系統樹狀圖顯示結果與分布序列圖相呼應。

對照台灣北海岸之新北市石門區及三芝區的 24 樣本，32 種重金屬元素之相關位置於 2 維空間之分布序列圖，顯示於圖 7。各元素於 PCA 軸之排序，第一象限主要元素有鈦、鋳、錳、砷、釷、鐵、鈾、鈷、鈾、第二象限為鋁、銻、碲、銻、錫、鎢、銀、鈾，第三象有鈣、銦、硫，第四象有銅、鋅。再參考群團分析法樹狀圖，圖 8 顯示各元素間之相關性，樣本層級系統樹狀圖顯示結果與分布序列圖相呼應。

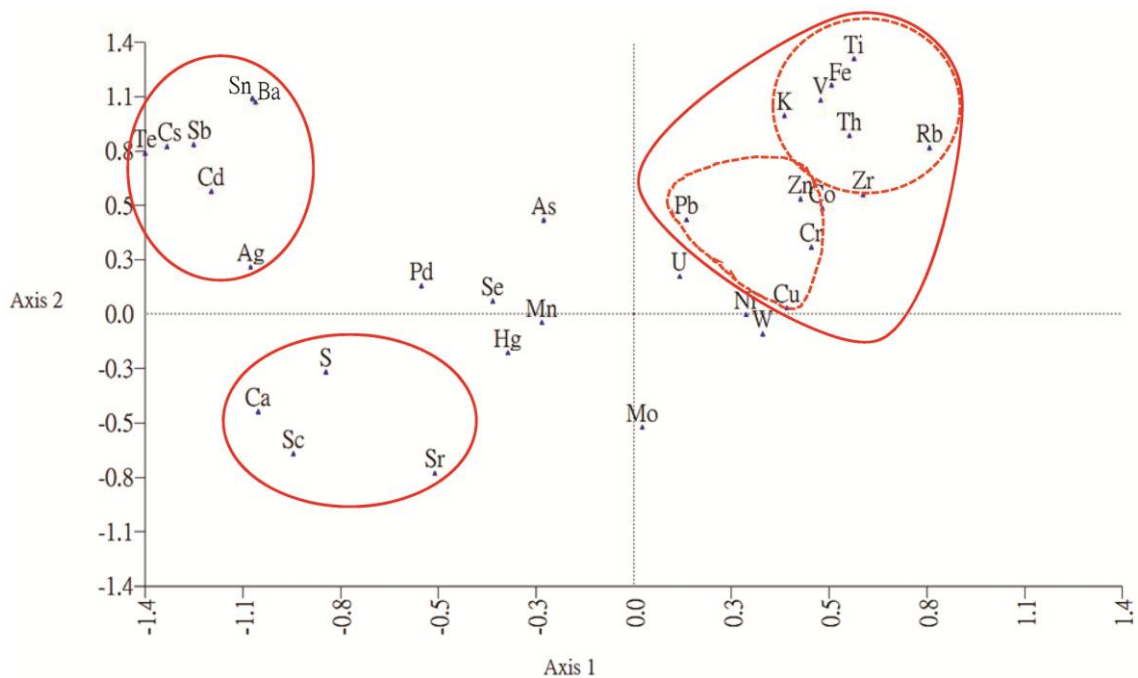


圖 5. 台灣西北桃園海岸 84 個樣本中 32 項重金屬元素在 PCA 軸之分布序列，2012 年。

Fig. 5. Ordination of 32 heavy metal contents in 84 samples along the first two PCA axes in Taoyuan coast of northwest Taiwan, 2012.

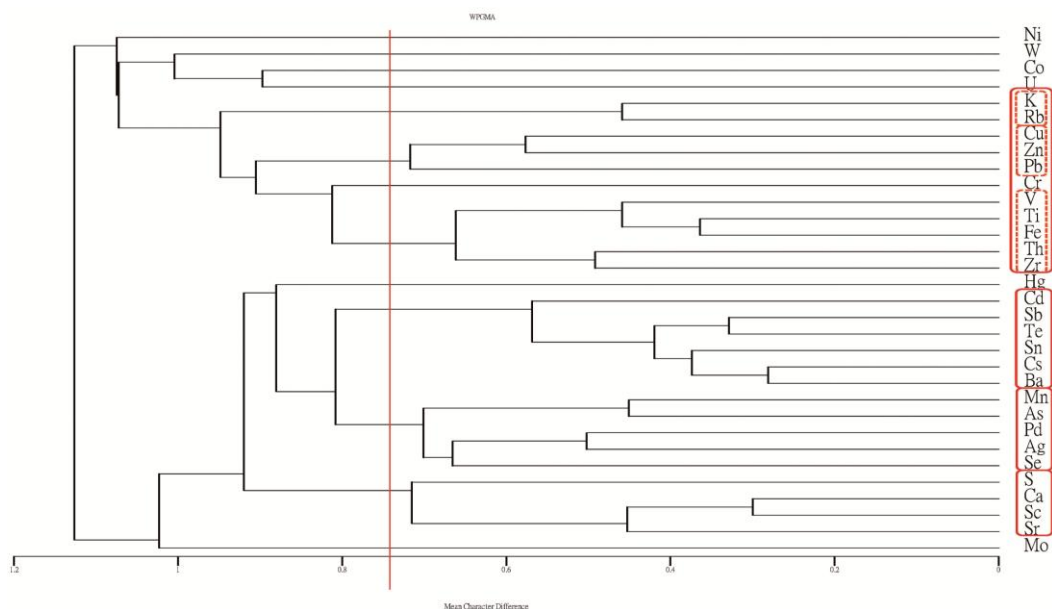


圖 6. 台灣西北桃園海岸 84 個樣本中 32 項重金屬元素之相異性係數以加權配對聯結法繪出層級系統樹狀圖，2012 年。

Fig. 6. A dendrogram showing weighed pair-group method with the mean character difference of 84 samplings among 32 heavy metal contents in Taoyuan coast of northwest Taiwan, 2012.

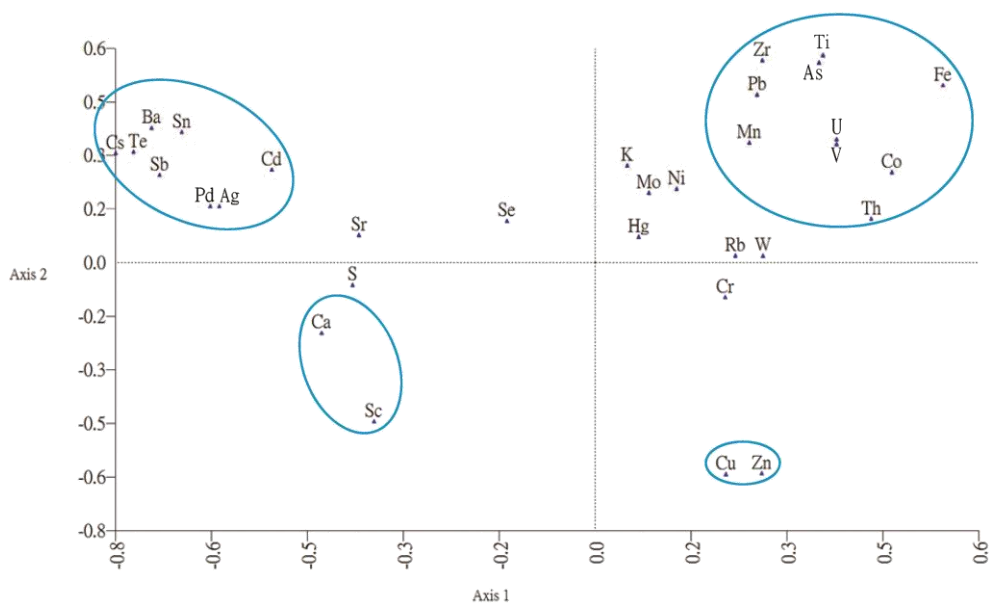


圖 7. 台灣北海岸 24 個樣本中 32 項重金屬元素在 PCA 軸之分布序列，2012 年。

Fig. 7. Ordination of 32 heavy metal contents in 24 samples along the first two PCA axes, 2012.

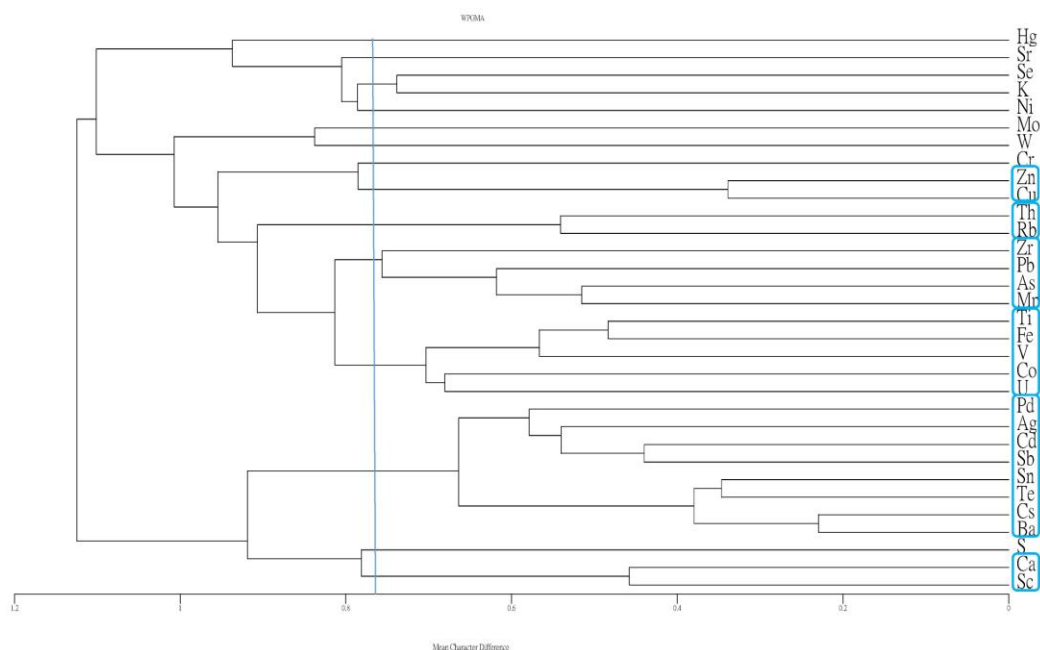


圖 8. 台灣北海岸 24 個樣本中 32 項重金屬元素之相異性係數以加權配對聯結法繪出層級系統樹狀圖，2012 年。

Fig. 8. A dendrogram showing weighed pair-group method with the mean characteristic difference of 24 samplings among 32 heavy metal contents, 2012.

四、台灣西北桃園海岸 10 條樣線間分析

本研究於台灣西北桃園市觀音、新屋區 9 條藻礁樣線(L1-9)，永安漁港南側 1 條平行海岸之沙灘樣線(L10)。台灣西北海岸觀新藻礁區匯入溪水有小飯壠溪口、新屋溪口及後湖溪口，永安漁港南側有社子溪及大坡溪，其水質會造成海岸地區的局部差異。在沿岸地區，平行觀音海岸有一座 2009 年新築的人工蛇籠護岸堤，堤內填方之沙泥含事業廢棄物，又因為蛇籠繩結斷裂，而露出內部土壤，並已經被洶洗許多到海中，就覆蓋在礁體上，形成一層泥膜。此外新屋海岸因侵蝕問題，沿海岸利用電線桿作為圍欄，將石門水庫淤泥堆置於海岸，海浪將電線桿打散捲入海中，再被推回岸上，沖散的沙泥等沈積物，亦覆蓋於礁體上。因上

述之影響，可能對此 10 條樣線造成差異，故將敘述統計列於表 4。

本研究於台灣西北桃園海岸觀新藻礁設置之樣線 L1-L4，位於人工蛇籠護岸外側，受到新屋溪水滲流經蛇籠護岸堤下方後，溶出護岸堤內填土方物質所影響，另 L1 及 L2 部分受小飯壠溪口排水影響，觀新藻礁樣線 L3、L4 及 L9 位於新屋溪出海口兩側，直接受新屋溪排水影響。此外，L9 附近有一小排水口，L8 之東北約 300 m 處為一排水道的出口。L5 及 L6 接近永安漁港，受到後湖溪影響較大，而永安漁港南側之沙灘樣線 L10 之第 1、2 採樣站受社子溪排水影響，第 3 採樣站受大坡溪排水影響，同時也是新屋鄉公所將石門水庫淤泥應用於桃園海岸實施計畫之主要地點。

從表 4 中可看出鋇、鉍、碲、銻、錫、鎘的最大值都出現在藻礁樣線 L8，沙灘樣線 L10 次之；鉛、鈾、鈷的最大值都出現在藻礁樣線 L6，樣線 L1 次之；銣、鈣、銦的最大值都出

現在藻礁樣線 L7；銅、鋅的最大值都出現在藻礁樣線 L2，而樣線 L1 的銅、鋅值也偏高；鈦的最大值出現在沙灘樣線 L10 第 3 採樣站，藻礁樣線的最大值則出現在 L6。

表 4. 台灣西北桃園海岸 10 條樣線 32 項重金屬含量之敘述統計表，2012 年

Table 4. Statistics of 26 heavy metal contents in sampling lines in Taoyuan coast of northwest Taiwan, 2012

	line1 (n=9)			line2 (n=9)			line3 (n=9)			line4 (n=9)			line5 (n=6)		
	max	average	stdev	max	average	stdev	max	average	stdev	max	average	stdev	max	average	stdev
Mo	20.7	10.6	5.7	11.8	5.6	4.3	12.6	7.1	2.8	20.3	9.8	4.9	21.3	14.3	4.3
Zr	2867.5	624.6	928.2	1386.0	562.7	491.3	795.8	419.6	226.8	1351.5	509.0	416.5	2245.3	1132.9	679.4
Sr	2444.1	1138.1	553.7	2804.4	1077.9	705.8	1538.7	1056.3	444.2	1914.6	961.9	561.5	2070.0	948.4	677.6
U	5.9	1.1	2.3	3.1	0.4	1.0	3.3	0.4	1.1	15.7	2.6	5.2	10.2	3.4	4.6
Rb	69.8	46.0	18.7	65.9	41.8	17.8	53.4	38.8	13.6	55.7	45.3	9.6	64.0	38.5	16.2
Th	40.1	14.3	9.9	22.4	11.8	5.9	21.1	11.5	4.5	26.7	15.5	7.4	23.5	16.6	5.6
Pb	34.2	20.5	9.8	36.0	21.2	9.8	29.6	21.7	4.9	25.1	20.2	4.8	52.9	28.2	14.7
Se	0.7	0.1	0.2	3.2	0.7	1.2	1.4	0.3	0.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
As	58.7	18.9	17.8	26.8	13.2	6.6	27.5	17.5	6.7	40.4	11.1	11.4	159.0	40.8	58.2
Hg	28.1	7.2	9.5	17.1	6.3	6.5	20.9	8.3	7.1	5.6	0.6	1.9	11.7	4.2	5.2
Zn	134.6	94.5	39.1	187.6	92.5	46.2	140.2	88.5	27.0	129.6	81.8	29.3	120.9	93.7	24.1
W	37.2	13.5	15.0	86.9	25.6	32.3	49.4	10.8	20.5	137.6	47.4	42.2	94.3	35.1	37.1
Cu	116.7	79.8	33.7	213.3	70.6	57.0	99.4	58.0	24.6	125.1	72.0	28.3	91.7	69.2	24.6
Ni	47.5	21.5	17.6	65.8	15.0	22.4	57.1	15.8	21.8	61.2	12.2	20.0	71.1	43.2	28.5
Co	82.7	32.7	33.7	74.7	32.3	31.7	98.2	19.8	33.7	71.4	29.2	30.7	176.7	66.2	71.9
Fe	24329.0	15632.2	6536.1	22988.1	15725.1	5356.2	25493.4	16787.5	5582.0	18184.6	14875.4	2673.5	63623.2	28348.6	18225.1
Mn	2961.6	1085.2	762.3	1896.3	776.2	469.1	1997.2	1182.1	518.0	15201.8	2536.3	4794.2	12643.7	3584.9	4494.5
Cr	78.8	61.5	9.8	92.9	64.8	14.4	76.8	61.8	11.1	89.6	67.8	16.1	83.4	64.5	12.6
V	49.9	33.5	10.2	46.3	35.5	9.5	66.2	40.4	13.0	51.0	33.3	12.6	77.1	46.0	20.9
Ti	1439.8	925.8	443.1	2195.1	1317.4	620.7	1877.6	1107.2	674.7	1306.1	966.9	362.6	2901.3	1533.6	764.9
Sc	159.0	91.5	39.4	257.9	106.6	79.8	174.0	89.9	58.5	174.7	78.4	47.8	133.3	64.3	37.1
Ca	55142.9	30211.6	13696.9	104113.2	55937.4	39171.6	101334.8	40897.3	29508.3	67915.6	26407.2	18890.2	68221.6	32782.4	20408.3
K	7472.6	4226.4	1939.3	8585.5	5363.5	2159.6	6213.7	3962.1	1701.0	5865.9	3975.2	1745.5	7190.0	3881.7	2077.6
S	1335.2	861.0	307.8	1553.5	850.3	427.4	1118.6	683.8	254.9	980.0	603.3	243.8	1249.3	423.3	449.3
Ba	225.4	165.4	52.3	333.7	218.7	100.4	274.2	178.5	55.1	195.7	144.4	50.7	311.9	196.1	86.5
Cs	48.1	25.0	15.3	78.6	42.1	31.0	51.6	26.0	17.3	33.3	18.0	13.4	62.4	32.7	23.7
Te	45.8	14.7	19.3	118.4	58.3	50.9	94.3	26.2	32.2	44.4	11.5	14.5	81.3	26.6	41.2
Sb	10.0	2.6	4.0	25.2	10.2	11.2	7.6	1.4	2.9	7.2	1.2	2.5	14.1	3.4	5.8
Sn	19.9	7.1	8.3	31.9	16.5	13.9	24.1	6.3	7.5	25.2	5.2	8.6	26.0	11.9	11.0
Cd	4.7	0.9	1.5	7.8	2.4	3.2	3.5	0.9	1.4	4.4	0.5	1.5	7.3	1.6	3.0
Ag	1.0	0.2	0.3	5.0	1.1	1.7	4.3	0.5	1.4	1.3	0.2	0.4	1.2	0.4	0.6
Pd	6.1	0.7	2.0	3.9	0.9	1.5	2.0	0.3	0.7	0.0	0.0	0.0	3.9	1.3	1.6

	line6 (n=9)			line7 (n=6)			line8 (n=9)			line9 (n=9)			line10 (n=9)		
	max	average	stdev	max	average	stdev	max	average	stdev	max	average	stdev	max	average	stdev
Mo	11.4	6.1	4.2	7.4	6.1	1.2	17.0	12.3	5.0	19.3	13.1	4.8	2.3	0.6	1.0
Zr	4461.9	1794.0	1474.1	802.8	344.3	259.2	1848.8	968.4	585.2	2179.2	867.7	538.8	849.7	236.6	234.1
Sr	2517.3	1241.8	713.2	4622.2	2386.8	1764.7	1957.7	973.4	437.8	715.6	538.6	128.6	100.8	87.6	8.4
U	0.8	0.1	0.3	1.6	0.3	0.7	6.0	2.3	2.4	8.2	2.8	3.5	6.9	2.6	2.6
Rb	57.2	40.5	11.0	37.7	26.0	13.0	36.1	23.9	9.2	59.6	36.5	11.3	61.2	53.3	6.6
Th	47.3	20.3	14.6	14.6	9.1	4.9	22.3	13.6	6.0	27.1	16.6	5.3	53.5	14.0	15.0
Pb	28.7	19.0	5.0	17.6	13.1	3.2	33.2	23.1	7.0	35.8	23.2	8.3	27.4	18.1	5.4
Se	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.6	0.5	0.7	1.2	0.2	0.4	0.2	0.0	0.1
As	33.9	20.4	10.6	19.6	10.1	7.7	50.3	26.1	14.5	37.8	16.2	9.5	27.2	17.4	7.2
Hg	4.7	1.1	1.8	9.4	3.6	4.0	17.2	7.4	7.3	27.2	6.8	9.5	4.7	0.9	1.6
Zn	110.3	83.3	19.7	61.9	48.4	7.9	90.0	67.4	14.5	121.4	71.6	20.9	92.4	74.9	9.2
W	66.2	31.1	24.8	60.9	28.0	22.4	77.5	30.9	33.2	141.2	34.8	47.0	56.0	26.7	14.5
Cu	104.5	66.3	25.1	42.1	33.5	10.3	90.3	43.6	23.5	84.2	50.9	19.0	41.8	27.4	10.2
Ni	74.6	30.8	23.5	52.8	24.3	23.6	29.9	9.3	10.6	33.0	14.7	14.5	39.6	20.5	12.9
Co	266.0	45.8	88.9	121.7	31.7	48.4	98.1	54.9	35.0	91.6	33.1	32.6	112.4	57.8	43.5
Fe	51657.7	29059.0	12309.2	20067.9	11433.7	6486.8	26747.4	15325.8	6800.8	22245.4	14787.2	4604.6	39006.2	22404.0	8489.8
Mn	4442.4	1401.7	1283.8	1826.4	926.9	521.0	3850.9	2209.5	1090.2	2416.2	1006.9	770.9	723.6	425.9	162.2
Cr	98.2	71.5	17.6	76.5	58.1	10.7	125.8	71.2	28.8	84.0	56.1	15.2	112.6	61.2	20.3
V	166.1	68.9	46.8	42.3	36.0	5.0	69.2	38.6	14.3	47.0	27.5	9.8	139.2	51.9	35.1
Ti	5735.4	2821.3	1702.7	1268.7	760.8	402.6	1678.3	838.7	557.7	1360.3	721.5	405.2	7950.2	2765.2	2077.9
Sc	122.7	81.7	40.0	320.1	205.4	117.4	196.2	121.2	48.3	148.4	52.4	37.8	14.9	8.9	4.1
Ca	68028.8	51163.9	21701.8	173620.5	108118.7	56937.2	93711.5	53153.1	25118.1	54888.9	19153.8	14272.4	8537.8	5516.2	2176.5
K	7324.4	5261.4	1555.1	5309.6	4072.1	787.4	3571.0	2291.3	1114.4	4124.2	2601.9	1274.8	7887.4	7103.3	689.2
S	1451.4	677.6	484.4	1199.1	855.9	414.4	1696.1	1190.9	376.9	802.2	501.8	236.3	396.1	191.8	121.7
Ba	272.0	152.0	76.1	296.5	225.3	63.1	408.1	244.8	156.0	296.8	159.8	79.1	388.1	348.9	24.7
Cs	63.6	20.9	19.2	63.7	46.5	17.8	116.3	55.3	40.9	78.3	22.4	25.9	76.3	62.0	8.8
Te	77.8	11.7	25.9	115.1	52.6	42.1	184.1	84.7	73.0	104.0	26.8	38.7	114.2	87.9	19.3
Sb	12.2	1.4	4.1	18.0	5.7	8.9	40.6	15.3	16.6	24.8	4.4	8.4	21.0	16.1	2.4
Sn	22.8	9.8	9.7	29.1	15.6	10.6	47.0	22.8	18.2	21.8	5.0	8.3	40.9	29.3	8.8
Cd	0.0	0.0	0.0	5.7	1.2	2.3	16.9	5.1	6.6	5.6	1.3	2.4	5.8	2.6	1.8
Ag	0.0	0.0	0.0	1.8	0.4	0.7	6.8	2.1	2.8	9.3	2.3	3.6	0.3	0.0	0.1
Pd	4.4	0.5	1.4	6.5	1.3	2.6	7.4	1.9	3.0	13.1	1.9	4.4	1.2	0.2	0.4

由於海岸水域是相通，有程度不等的綜合效應，再加上有些元素具關連性，綜合群團分析與主成分分析比較，可以確認幾項主成分來進一步探討，雖然大多數元素並沒有明訂於行政院環境保護署的監測標準值，要確認觀新藻礁海岸是否有外來污染，就只能交互比較台灣北海岸藻礁區。

五、各樣線之鋁、鈦、鉛、銅、鋅含量變化分析

比較台灣西北桃園海岸及北海岸藻礁區鋁、鈦、鉛、銅、鋅等元素含量(表 5)，確認鉛、鈦含量在桃園海岸及北海岸兩處的平均值有顯著差異，非環境背景值。

表 5. 台灣西北桃園海岸及北海岸藻礁區樣本鋇、鈦、鉛、銅、鋅含量統計表，2012 年

Table 5. Statistics of Sr, Ti, Zr, Cu, Zn contents in samples from Taoyuan coast of northwest Taiwan and north coast of Taiwan, 2012

Area		Mean	Std. Deviation	Std. Error Mean	t	df	Sig. (2-tailed)	Mean Difference	95 % Confidence Interval of the Difference	
									Lower	Upper
Taoyuan coast	Sr	996.33	820.69	89.54	11.13	83	.000	996.33	818.23	1174.43
	Ti	1392.18	1220.57	133.17	10.45	83	.000	1392.18	1127.30	1657.06
	Zr	746.50	796.95	86.95	8.59	83	.000	746.50	573.56	919.45
	Zn	80.26	28.57	3.12	25.75	83	.000	80.26	74.06	86.46
	Cu	57.54	32.21	3.51	16.37	83	.000	57.54	50.55	64.53
North coast	Sr	918.92	343.89	70.20	13.09	23	.000	918.92	773.71	1064.13
	Ti	637.02	457.51	93.39	6.82	23	.000	637.02	443.84	830.21
	Zr	78.31	43.32	8.84	8.86	23	.000	78.31	60.02	96.60
	Zn	71.79	43.16	8.81	8.15	23	.000	71.79	53.56	90.01
	Cu	44.23	36.08	7.36	6.01	23	.000	44.23	28.99	59.46

依據 2012 年台灣西北海岸 10 條樣線中鋇、鈦、鉛含量所繪製的長方圖(圖 9)。鋇的含量在台灣西北海岸沙灘樣線 L10 最低，3 個採樣站 9 個樣本的值介於 79.1-100.8 ppm，同樣的情形，在分析 2011 年的樣本時也是礁體的鋇濃度較沙粒樣本高很多(劉 2014)，相對的在藻礁區低潮線處，特別是藻礁樣線 L7 的前緣有 4,622 ppm，L1 及 L2 也有 2,444 ppm 及 2,804 ppm 的高值。鈣、鋇與礁體成分有關，特別是礁體的主要元素是鈣，雖說礁體完整且覆沙較少處，會有較高的鋇濃度，但新北市石門區富貴角西側之富基，測得 1,808 ppm，是北海岸的最高值，而台灣西北海岸及北海岸藻礁區的平均值分別為 996 ppm 及 919 ppm，所以超過此值的樣本應追蹤是否有污染源。

鈦的最大值出現在新屋區永安漁港南側沙灘樣線 L10 第 3 採樣站的 7,950 ppm，次高值為藻礁樣線 L6 的 5,735 ppm，兩處分別為永安漁港南北兩側，而鄰近的 L5 也有 2,901 ppm，是否受到石門水庫淤泥堆置海岸後，遭沖散的沙泥等沈積物覆蓋於礁體上所影響，或是新屋溪口、後湖溪口、大坡溪、社子溪有污

染源匯入。對照北海岸藻礁區，由圖 10 的鈦含量圖，其最大值為新北市三芝區古庄海岸採樣站(n8)的 1,883 ppm，平均值僅 637 ppm，永安漁港南北兩側疑似遭受鈦污染。

鉛的最大值出現永安漁港北側，藻礁樣線 L6 的數值高達 4,462 ppm，為後湖溪出海口影響範圍，而藻礁樣線 L5 的數值也達 2,245 ppm，另一高值為小飯壠溪口南岸之藻礁樣線 L1，數值高達 2,868 ppm，此樣線位於人工蛇籠護岸堤嚴重破損處南側，是堤內填方因破堤而釋出，或受小飯壠溪匯入水影響，有待查證。對照北海岸的值最大值及平均值分別為 181 ppm 及 78 ppm，由圖 10 的鉛含量圖可看出，只有北海岸三芝區的淺水灣樣本 n7 採樣站略偏高，其他採樣站的含量大致相同。而 2102 年測得最高值的，就是 2011 年採樣時，作為對照組的北海岸淺水灣相同地點，當時採自藻礁區與沙灘交會處之礁體，垂直海岸線每隔 10m 取一樣本，2 條樣線共 17 個樣本，鉛濃度只介於 90-268 ppm (劉 2014)，這說明同樣是藻礁，桃園觀音區及新屋區確實有外來的鉛元素。

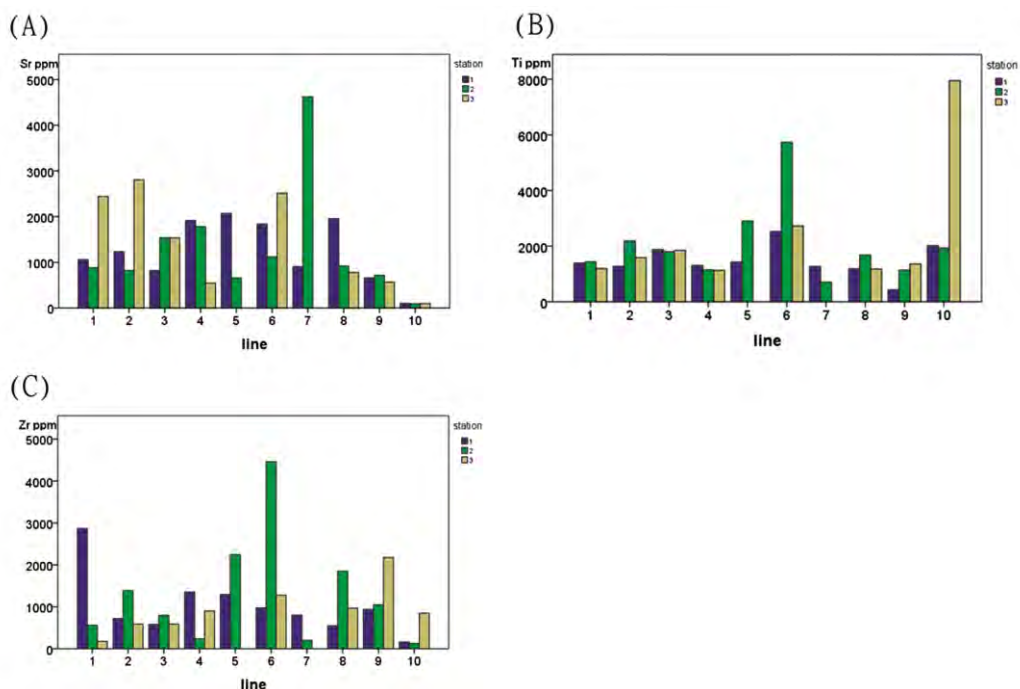


圖 9. 台灣西北桃園海岸 10 條樣線及其採樣站之(A)鋇、(B)鈦、(C)鋯含量變化長方圖，2012 年。

Fig 9. Histogram of Sr, Ti, Zr contents at sampling lines and stations in Taoyuan coast of northwest Taiwan, 2012.

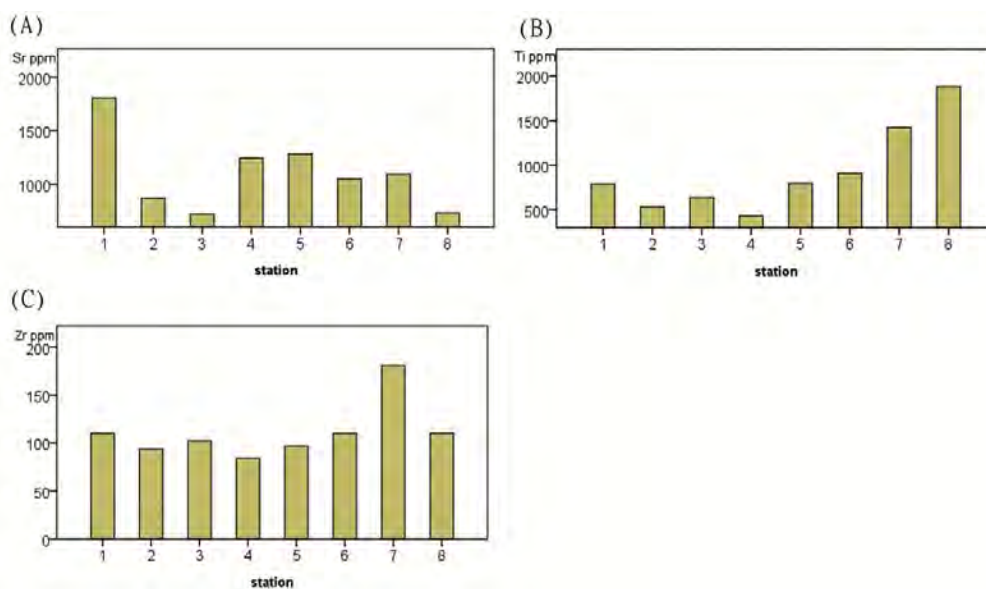


圖 10. 台灣北海岸各採樣站之(A)鋇、(B)鈦、(C)鋯含量變化之長方圖，2012 年。

Fig. 10. Histogram of Sr, Ti, Zr contents at sampling stations and lines in north coast of Taiwan, 2012.

圖 11 以盒形圖顯示台灣西北桃園海岸及北海岸藻礁區樣線之銅、鋅含量於各個樣線的平均值，北海岸銅、鋅值皆在麟山鼻漁港 n3 採樣站明顯偏高，其中鋅有高達 210 ppm 的值，顯然有污染源匯入。但由表 5 之兩處平均值顯示仍是桃園海岸較高，而且桃園海岸樣本間的差異很大，樣線 L1-L4 之銅、鋅含量都偏高，特別是位於人工蛇籠護岸外側之樣線 L2，

銅有 213 ppm、鋅有 188 ppm 的高值，但位於新屋溪口兩側的樣線 L4、L9 並沒有如此極端高值，另距離新屋溪及後湖溪出海口影響範圍較遠的樣線 L7，所測得的銅、鋅含量值都較低，綜上推論，樣線 L1-L4 可能受到新屋溪水滲流經蛇籠護岸堤下方後，溶出護岸堤內填土方物質所影響。

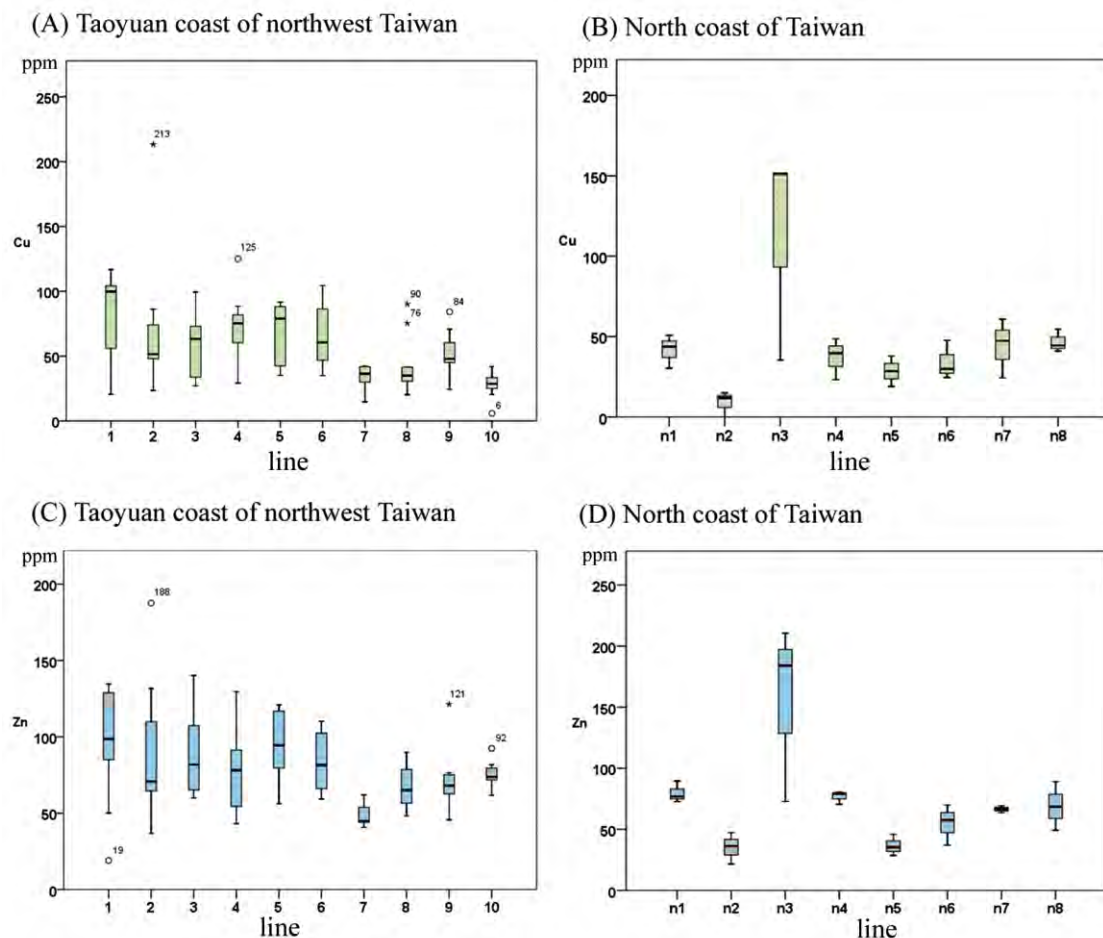


圖 11. 台灣西北桃園海岸及北海岸藻礁區各樣線之銅、鋅含量變化之盒形圖。

Fig. 11. Boxplot of Cu, Zn contents in sampling lines in Taoyuan coast of northwest Taiwan and north coast of Taiwan, 2012.

六、鋯含量與離岸距離分析

本研究檢測的 32 種重金屬絕大多數是桃園測值高於北海岸，其中鋯的值差距最大，確有外來污染，而污染濃度分布情形，可利用 2011 年於觀音藻礁區設置 5 條樣線，將鋯濃度與樣本離岸距離關係繪製長方圖(圖 12)。2011 年之取樣方式為礁體垂直海岸線每隔 10 m 取一樣本，將每一樣本計算垂直海岸線的距離，

5 條樣線共 88 個樣本，依據各距離所有樣本平均值的長方圖顯示，明顯有近岸區鋯濃度較高的趨勢，至離岸 250 m 處仍有約 1,800 ppm 的高值，也就是垂直海岸線露出礁體中，約有 1/2 面積範圍的鋯濃度較高，顯示鋯的來源以陸地為主，而非海流帶來，推論人工蛇籠護岸堤中及新屋溪水內應有污染物。

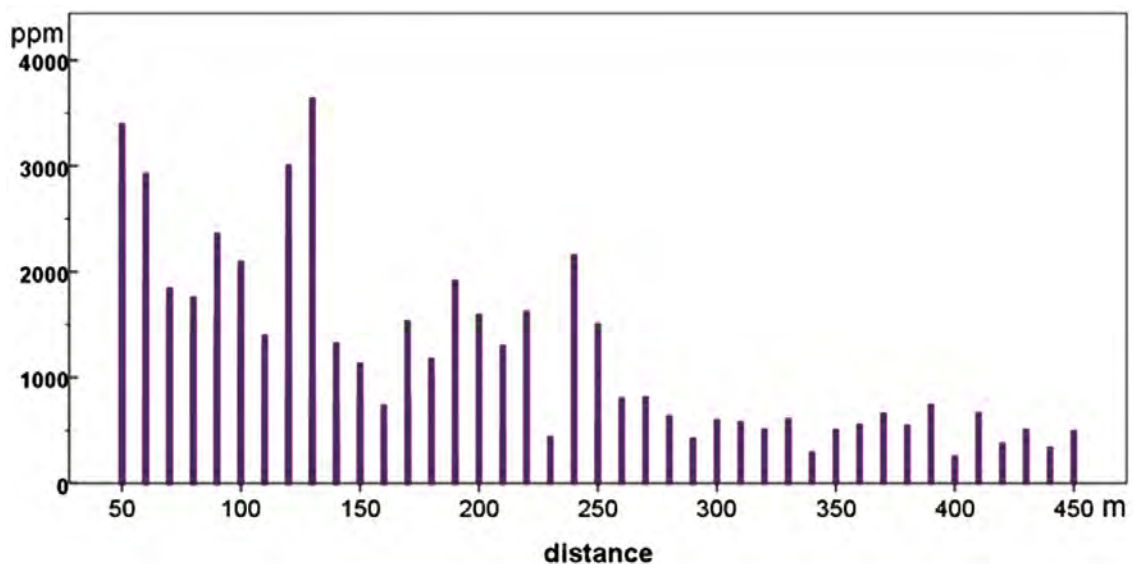


圖 12. 台灣西北桃園海岸觀音藻礁區 88 樣本之鋯含量與離岸距離關係長方圖，2011 年。

Fig. 12. Histogram of Zr contents in 88 samples of Guanyin coast of northwest Taiwan, 2011.

對應 2012 年之鋯值長方圖(圖 9)，藻礁樣線 L1 亦明顯有近岸區鋯濃度較高的趨勢。由於 2012 年採樣站設置視礁體寬度而定，寬度超過 300 m 設置遠、中、近岸 3 處，L5、L7 因寬度僅 200 m 設置 2 處，本研究將西北海岸觀新藻礁之鋯含量依 3 採樣站平均值，將 10 條樣線繪成盒形圖(圖 13)，採樣站 1 的藻礁樣線 L1 濃度明顯高於其他測站，這結果與 2011 的結論符合，也就是近岸區鋯濃度較高。但離

岸約 200 m 的採樣站 2，於藻礁樣線 L6 出現明顯高值，也就是污染源可能為後湖溪排水，或新屋區海岸堆置的石門水庫淤泥遭沖散於海中，漲潮後再帶回，並留於礁體上所致。離岸約 300 m 的採樣站 3，藻礁樣線 L9 也出現明顯高值，檢視採集地位於新屋溪出海口的河海交會處，推論新屋溪應有污染物，如場緊鄰新屋溪岸的桃園觀音灰渣掩埋場滲出水，或有工廠廢水匯入。

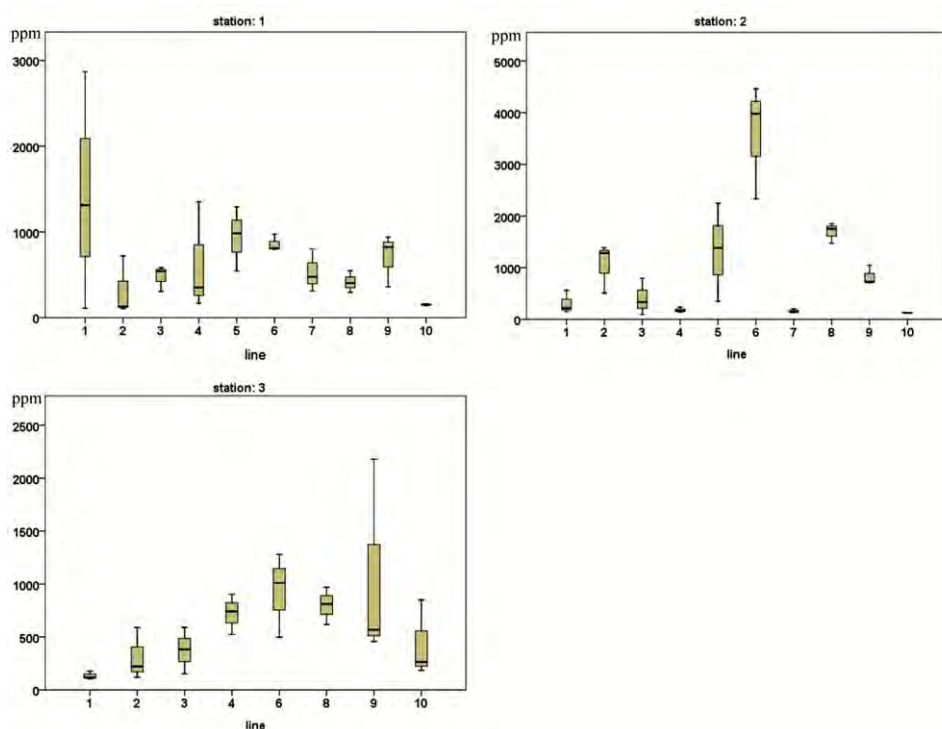


圖 13. 台灣西北桃園海岸鋇含量在遠中近岸 3 採樣站之盒形圖，2012 年。

Fig. 13. Boxplot of Zr contents at three sampling stations in Taoyuan coast of northwest Taiwan, 2012.

結 論

本研究以 2012 年桃園市觀音區及新屋區之藻礁為主要調查對象，對於行政院環境保護署有監測標準值的元素或許可直接比對數值(環境保護署 2000, 2001, 2010, 2011)，但多數元素只能進行交叉比對，對照組北海岸的設置是為比較相同基質而污染源不同的環境，另新屋區沙灘樣線則是鄰近地區不同基質的環境，並非對照組為無污染環境，如新屋區大坡溪外側即測得異常的鈦元素，而北海岸的銅、鋅值皆在麟山鼻漁港明顯高於北海岸其他採樣站，此漁港有異常，但整體平均值仍是桃園海岸高於北海岸。

本研究經過交互比較台灣北海岸與觀新

藻礁海岸，其中列舉 5 種確認有污染的鋁、鈦、鋇、銅、鋅元素，來進一步探討分析，銅、鋅為傳統重金屬，較多資料可以比對，而鋇、鈦、鋁為未列入環境保護署的監測項目(環境保護署 2011)，目前無標準值可參考。觀新藻礁的鈦、鋁含量對照北海岸的樣本差異實在太大，確實有外來的污染，推論除小飯壠溪、新屋溪、後湖溪、社子溪等有鋁、鈦污染物由溪水匯入藻礁區外，還有其他污染來源。分析 2011-2012 年的樣本，藉由這 2 年鋁、銅、鋅濃度分布數值圖顯示，於近岸區濃度明顯較高，推論污染源位置，這些元素可能來自平行海岸線，長約 1.4 km 的人工蛇籠護岸堤內填土方，以及為解決新屋區永安漁港以南濱海公路飛砂問題，增加遊憩使用面積，而堆置於永安

漁港南側海岸的石門水庫淤泥(中興顧問公司 2008a, 2008b, 2011)。依據石門水庫淤泥多元化處置方案評估(中興顧問公司 2008a)的水庫淤泥之鐵含量極高,而永安漁港兩側海岸的鐵質也明顯高於其他樣線,因此可推論永安漁港所堆放淤泥的鐵元素對此海岸有影響,但鉛、鈦元素並未列入當時的檢測項目,因此無法確認鉛、鈦污染物是在進行海岸填地計畫的過程中是否就有高濃度,可能也有周邊工廠的廢水,期待相關單位針對可能之來源加強查核。

而微量元素銦、釩、鈷、鈦、鉬雖然含量不高,但與確認為污染源的鋁、鈦、鉛元素在樣本間的變化趨勢是一致的,將待取得更多資料後,作進一步分析。此外,鋇、銻、碲、銻、錫之濃度在樣本間的變化相似,顯示樣本間元素來源可能一致,這群元素含量雖不豐富,但有些是放射性同位素,雖然本研究所使用的光譜儀並無法檢測是否為放射性,可參考的訊息較為缺乏,但仍應列入持續監測,累積較多資料後再討論。

引用文獻

- 王士偉、戴昌鳳、謝凱旋。2008。桃園地區全新世礁灰岩之地質調查。第5屆台灣地層研討會。經濟部中央地質調查所。第150頁。
- 王士偉、戴昌鳳、謝凱旋、米泓生。2009。桃園全新世『潮音石灰岩』之研究。中國地球物理學會與中華民國地質學會98年年會暨學術研討會。中正大學地球與環境科學系。
- 中興工程顧問股份有限公司。2008a。石門水庫淤泥多元化處置方案評估規劃綜合報告。經濟部水利署北區水資源局。340頁。
- 中興工程顧問股份有限公司。2008b。石門水庫淤泥應用於桃園海岸之方案規劃及實施計畫(1/2)。經濟部水利署第二河川局。392頁。
- 中興工程顧問股份有限公司。2011。石門水庫淤泥利用處理規劃及設計成果報告。經濟部水利署北區水資源局。364頁。
- 陸瑩、馮金源、劉沛宏、吳芳娥、周劍平。2001。重金屬檢測技術—排放管道中重金屬檢測。研究報告行政院環境保護署委託工業技術研究院環境與安全衛生技術發展中心。
- 楊晴晴、鄭景智、劉曜文、李達源、莊愷璋。2012。以地理統計結合X射線螢光光譜分析推估土壤銅濃度的空間分佈。作物、環境與生物資訊9:108-112。
- 葉玉珍、莊士群、潘復華、鄭先佑、蔡坤龍、高月裡、曹明浙。2011。以XRF直接定量底泥中鉛鎳鋅銅砷及鉻成分之檢測技術。環境分析化學研討會。
- 劉靜榆。2008a。台灣藻礁之特性與分布。自然保育季刊62:52-55。
- 劉靜榆。2008b。桃園藻礁海岸之危機與轉機。全球暖化永續生態研討會。行政院農業委員會特有生物研究保育中心、台北縣政府農業局主辦。
- 劉靜榆。2010。走訪台灣西海岸(I)—北桃竹苗段沿海生態介紹。自然保育季刊70:67-78。
- 劉靜榆。2011a。揭開藻礁的神秘面紗(上)。綠野29:4-13。
- 劉靜榆。2011b。揭開藻礁的神秘面紗(下)—桃園藻礁的危機。綠野30:4-11。
- 劉靜榆。2012a。搶救台灣藻礁—消失中的生命聚寶盆。行政院農業委員會特有生物研究保育中心,52頁。
- 劉靜榆。2012b。曾文溪口台灣招潮棲地特性

- 研究。特有生物研究 14(1-2): 1-25。
- 劉靜榆 2013。珍愛台灣藻礁。行政院農業委員會特有生物研究保育中心。232 頁。
- 劉靜榆。2014。台灣西北部觀音藻礁海岸重金屬含量分析。特有生物研究 16(1): 1- 19。
- 劉靜榆、陳添水、林宗政。2007。桃園觀音藻礁海岸之危機與轉機。世界海鳥保育會議暨台灣生態環境保育研討會，第 21-26 頁。國立彰化師範大學、彰化縣政府及台灣國際觀鳥協會主辦。
- 環境保護署。2000。土壤及地下水污染整治法公布施行後過渡時期執行要點—台灣地區土壤重金屬含量等級區分表。環署廢字第 0024062 號公告。
- 環境保護署。2001。土壤及地下水污染整治法施行細則。環署水字第 0064642 號公告。
- 環境保護署。2006。土壤和底泥中元素濃度快速篩選方法—攜帶式 X-射線螢光光譜儀分析法。環署檢字第 0950006426 號公告。
- 環境保護署。2010。土壤及地下水污染整治法施行細則。環署土字第 0990118529 號公告。
- 環境保護署。2011。土壤污染監測標準。環署土字第 1000008485 號公告。
- 戴昌鳳、王士偉、張睿昇、鄭安怡。2009。桃園觀音藻礁生態解說手冊。台灣中油股份有限公司液化天然氣工程處。93 頁。
- Dorjes, J. and Y. M. Cheng 1986. Geology and biology of calcareous algal reefs and boulder deposits on tidal flats of Taiwan II. The macrolithobenthos. *Senckenbergiana Maritima* 17(4-6): 201-208.
- Jenkins, R. 1999. X-ray Fluorescence Spectrometry, John Wiley & Sons, New York. 207pp.
- Jolliffe, I. T. 1986. Principal Components Analysis. Springer-Verlag, New York.
- Kovach, W. L. 1999. MVSP-Multi-Variate Statistical Package for window, ver.3.1 Kovach Computing Services, Pentraeth, Wales, U.K.
- Makundi, IN. 2001. A study of heavy metal pollution in Lake Victoria sediments by Energy Dispersive X-Ray Fluorescence. *Journal of environmental science and health. Part A, Toxic/hazardous substances & environmental engineering* 36(6): 909-921.
- Muchori, M. D. 1984. Heavy metal analysis of sewage sludge by x-ray fluorescence technique and the environmental implications. College of Biological and Physical Sciences, University of Nairobi. Thesis.
- Reineck, H. E. and Y. M. Cheng. 1986. Geology and biology of calcareous algal reefs and boulder deposits on tidal flats of Taiwan. I. Tidal flats of Neihai and Pali, NW-coast of Taiwan. *Senckenbergiana Marit* 17(4-6): 187-200.
- Sauter, L., D. van der Ben, and R. Van Grieken, 1979. Trace analysis of estuarine brown algae by energy-dispersive X-ray fluorescence. *X-Ray Spectrometry* 8(4): 159-163.
- Tomassini, F. D., K. J. Puckett, E. Nieboer, D. H. S. Richardson and B. Grace. 1976. Determination of copper, iron, nickel, and sulphur by X-ray fluorescence in lichens from the Mackenzie Valley, Northwest Territories, and the Sudbury District, Ontario. *Canadian Journal of Botany* 54 (14): 1591-1603.

應用遙測技術評估玉山國家公園之植生退化潛勢

Estimating the potential of vegetation degradation using remote sensing in Yushan National Park of Taiwan

黃靜宜^{1,*} 林文和²

Jing-Yi Huang^{1,*} and Wen-ho Lin²

¹行政院農業委員會特有生物研究保育中心 55244 南投縣集集鎮民生東路 1 號

²玉山國家公園管理處 55344 南投縣水里鄉中山路 1 段 515 號

¹Endemic Species Research Institute, Jiji, Nantou, Taiwan

²Yushan National Park Headquarters, Shueili, Nantou, Taiwan

*通訊作者：lily@tesri.gov.tw

*Corresponding author: lily@tesri.gov.tw

摘 要

玉山國家公園成立於 1985 年，迄今已將屆 30 年，園區內之森林植生在國家公園依法經營管理之下，其演替變化為何？實務上有必要進行調查及分析，但廣闊的園區調查不易。本研究以 1990 及 2013 年之衛星影像，結合遙測、地理資訊系統與主成分分析方法，進行森林植生變遷之分析。研究結果發現天然災害的干擾為造成植生退化之重要因子，尤其莫拉克風災所形成的退化區位，多分布於南部園區之水系周邊，另藉由植生退化的分布與環境因子資料，產生植生退化潛勢分布，並劃分為高、中、低等級，其中屬高度等級者多出現在一般管制區，因此，有必要注意該計畫分區未來之發展趨勢。除此之外，有許多地區雖尚未有嚴重的植生退化情形發生，然其區位同樣座落於高度退化潛勢等級，亦須特別因應與防範。

Abstract

It has been nearly 30 years since Yushan National Park was established under the National Park Law of Taiwan in 1985. Vegetation succession in the Park, however, has yet to be further understood to facilitate management efforts. In light of the high cost entailed by a large-scale ground-level study, in this study techniques of remote sensing, geographical information system and principal component analysis were integrated to estimate the vegetation change from 1990 to 2013 in Yushan National Park. The results demonstrated that decreased vegetation was more likely to occur adjacent to southern streams due to impact of typhoon Morakot in 2009. We used spatial patterns of degraded vegetation and environmental data, which came out with three levels to classify rankings of degradation, namely, high, medium and low. The results indicated that in addition to existing use area, most areas classified as high level included pristine vegetation coverage. These findings may provide insights for future land management.

關鍵詞：經營管理、植生變遷、地理資訊系統、主成分分析、莫拉克

Key words: management, vegetation change, geographical information system, principal component analysis, Morakot

收件日期：2014 年 03 月 24 日 接受日期：2014 年 09 月 20 日

Received: March 24, 2014

Accepted: September 20, 2014

緒 言

劃定保護區是為了致力於保護及維持生物多樣性、自然及文化相關資產等，保護區亦為依法律或其他有效方法管理的陸域或海域地區(IUCN 1994)，換言之，設立保護區乃是維護生物多樣性的重要措施(Bishop *et al.* 1997)，也是達成愛知生物多樣性目標(Aichi Biodiversity Targets)的重要方法與途徑之一。惟近代受全球氣候變遷，以及難以預測的極端天氣等因素影響，造成生態環境及生物多樣性的衰退速度加快，為設法減低其所帶來的衝

擊，2013年11月於日本仙台舉辦的首屆亞洲保護區大會(1st Asia Parks Congress)中，特別提出天然災害與保護區的討論主題，冀望能建立有效的經營管理模式，發揮保護區減緩與調適各種天然災害衝擊的功能。

台灣位於歐亞大陸與菲律賓海兩個板塊交會處，地理位置特殊，再加上地質脆弱、地勢陡峭，屬容易受天然災害影響之區位，一旦遭受地震、颱風與強降雨等侵襲，常使保護區或其周邊的森林生態系結構受到改變(康等 2005)，甚至引起山崩、地滑等植生變遷現象(黃 2002; 陳 2005)，進而直接或間接影響野生物

棲息環境及其族群的分布與組成(林等 2003; 楊等 2013), 因此, 如何兼顧國土保安與生物多樣性的永續發展, 並提供有效的預警資訊加以因應, 實為保護區經營管理層面上, 值得探討的議題。

良好的森林覆蓋對於生物多樣性的維持具有重要作用, 而遙測技術可即時獲得大面積且多時間序列的地表資訊, 尤其透過衛星影像之光譜資料所推導的植生指標 (vegetation index) 可用於表示森林覆蓋度, 並監測其變遷情形 (Gaughan *et al.* 2009; Bradley and O'Sullivan 2011; Alphan and Derse 2013)。除此之外, 發生變遷之區位, 常與其所在地之環境因子存在著密切關係, 因此, 整合各種環境因子的空間特性加以分析, 可進一步推測其他可能會受到影響的潛勢地帶, 對於擬定因應對策確實有所幫助, 許多研究也均利用此方法, 探討入侵物種、災害危險度與生態環境脆弱度等相關議題 (Bethany and Mustard 2006; Wang *et al.* 2008; 陳等 2010; 呂與謝 2013)。

玉山國家公園為台灣典型高山生態系之代表, 其位處中部山區, 為維護中央山脈生物多樣性之重要保護區之一, 然而, 近代極端天氣事件發生的機率較以往增加, 恐對敏感且脆弱的高山生態系造成威脅與破壞, 爰此, 本研究以衛星遙測影像作為材料, 結合地理資訊系統與主成分分析 (principal component analysis, PCA), 進行玉山國家公園受天然災害干擾後, 植生的退化與潛勢評估, 期研究成果能提供生態保育與經營管理工作之參考。

材料與方法

一、研究區概述

本研究區為玉山國家公園轄區範圍, 區域

範圍於 1983 年 1 月 1 日經行政院公告生效, 1985 年 4 月 10 日成立管理處, 並依計畫內容執行保育、育樂與研究事項。其地理位置位於台灣本島之中央地帶, 行政區域分屬南投、嘉義、花蓮及高雄等 4 縣市, 面積約 100,000 ha, 為全台陸域面積最大的國家公園, 區域內水系發達, 支流密布, 為濁水溪、高屏溪及秀姑巒溪三大河川之發源地。經營管理面上, 依據國家公園法規定, 將全區土地依資源特性、型態及區位條件劃分為生態保護區、特別景觀區、史蹟保存區、遊憩區及一般管制區等 5 種分區, 研訂保護利用計畫, 以利經營管理 (圖 1)。氣候屬亞熱帶氣候區之高山溫、寒帶氣候型, 冬雪夏涼, 為典型之高山地區國家公園, 年均溫約 4.3 °C, 相對濕度約 80 %, 年平均降雨量約 3,600 mm, 全年降雨日數約 140 日, 主要集中於 5~8 月的梅雨季及颱風季間。地形以高山及河谷為主, 海拔梯度變化大, 自 300 m 的拉庫拉庫溪河谷上升至 3,952 m 的玉山主峰, 其中包含之植群型複雜多樣, 依其形相及主要優勢種可分為高山植群帶、冷杉林帶、鐵杉雲杉林帶、櫟林帶及楠櫟林帶等。

二、研究方法

(一) 衛星影像處理

由美國國家地質調查所 (United States Geological Survey, USGS) 網站下載清晰、雲霧少且已完成幾何糾正 (level 1T) 之 Landsat 衛星影像, 研究過程中, 所有遙測影像處理程序係利用 ERDAS IMAGINE 軟體執行。選取玉山國家公園成立初期之 Landsat 5 與近期 Landsat 8 作為研究用影像, 拍攝日期各別為 1990 年 7 月 6 日及 2013 年 8 月 6 日, 其中選擇可見光與紅外光之波段影像進行分析, 兩期影像中, 每一像元之空間解析力 (spatial resolution) 均為

30×30 m，另 Landsat 5 影像之輻射解析力 (radiometric resolution) 本身係以 8 bit 型態儲存資料，而 Landsat 8 影像則為 16 bit，因此，將 Landsat 8 影像轉換為 8 bit 型態，以利兩期影像之分析與比較。由於本研究樣區多為高山地形，為降低地形效應的影響，透過超圓方向餘弦轉換法 (hyperspherical direction cosine, HSDC)，以簡單的徑向計算 (radial measure) 將太陽角度效應及大氣散射之雜訊在 HSDC 轉換中加以消弭 (謝及鄭 1995; Warner and Chen 2001)。除地形外，遙測光譜反射訊息亦易受大氣分子與浮懸物質之干擾，以偽恆定地物法 (pseudoinvariant features) 進行輻射相對量校正，其方法乃從兩期影像挑選不易隨時間而改

變之地物作為校正樣區，如步道或岩地，共計挑選 1,000 個樣本，以線性迴歸法推導各波段影像之迴歸式，演算式如下：

$$y_i = ax_i + b \quad (1)$$

式 1 中依變項 y_i 為第 i 波段之參考影像，自變項 x_i 為第 i 波段之欲校正影像， a 與 b 分別為斜率與截距。兩期影像中，雲霧最少、品質較佳者，可作為參考影像，另一期則為欲校正影像，所求得之迴歸式將欲校正影像代入運算，便可將影像間的輻射偏差量加以排除 (Schott 1988; Myeong *et al.* 2006; 呂及鍾 2007)，另為減少人工選取樣區的誤差，將殘差較大者予以刪除，並重複進行迴歸分析，使其判別係數 (R^2) 達到 0.95 以上。

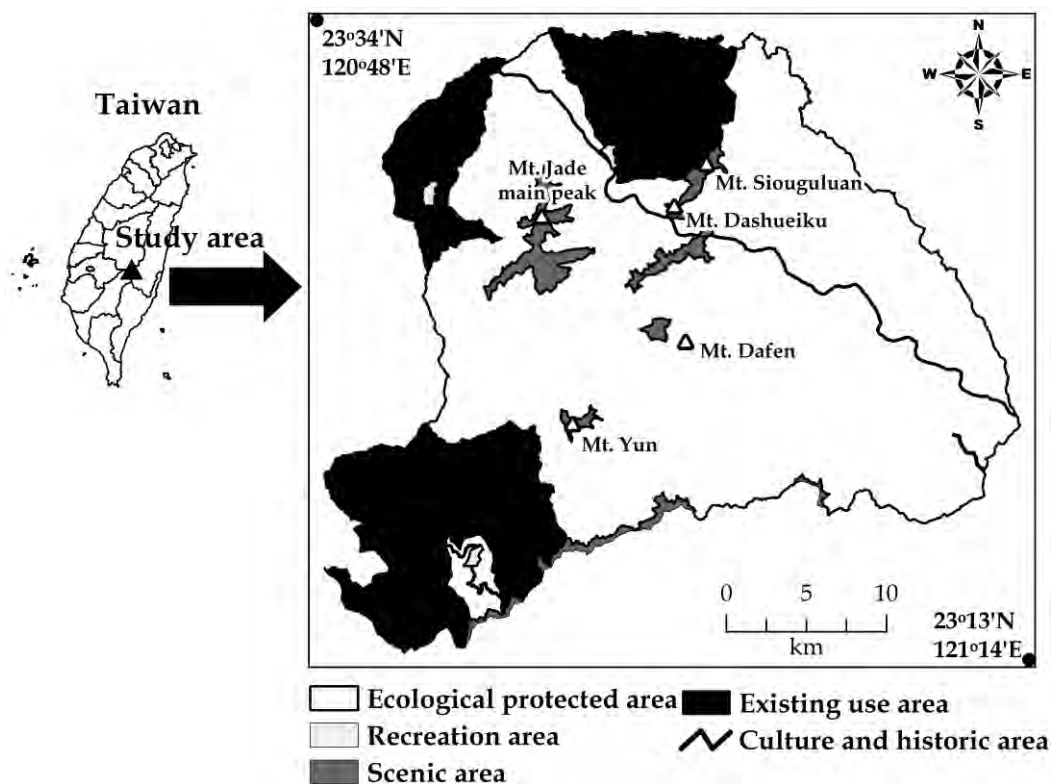


圖 1. 研究區地理位置圖。

Fig. 1. General geographical features of this study site.

(二) 植生變遷偵測

植生之量化常依據植物對光譜反射特徵的原理進行推導，本研究採用最為普遍使用之常態化差異植生指標 (normal difference vegetation index, NDVI) 進行植生之量化，其演算式如下：

$$NDVI = \frac{NIR - R}{NIR + R} \quad (2)$$

式 2 中 NIR 為近紅外光段， R 為紅光段。NDVI 值域介於 -1 至 1 之間，呈現負值之像元，通常是雲層、水域、道路或建築物等非植生區域，而愈趨近於 1 之像元，則表示其地表植物生長愈旺盛 (Tucker and Sellers 1986)，因此，NDVI 能有效判定植生量的多寡，適用於植生變遷監測之研究。完成 1990 及 2013 年兩時期 NDVI 影像之演算後，再經由下列演算式進行影像相減，求得全區植生變遷影像。

$$NDVI_{t+1} - NDVI_t = \Delta NDVI \quad (3)$$

式 3 中 $NDVI_{t+1}$ 為 $t+1$ 時期 (2013 年影像) 之 NDVI 值， $NDVI_t$ 為 t 時期 (1990 年影像) 之 NDVI 值， $\Delta NDVI$ 為兩時期 NDVI 差異值。為確實掌握植生變遷之區位，提升準確率，本研究參考 Rogan *et al.* (2002) 與 Liu *et al.* (2005) 的變遷偵測方法，設定平均值為基準，大於或小於 1.5 倍標準偏差 (standard deviation, SD) 則為變遷門檻，當任一像元達該標準，視為植生「有變遷」(changed)，反之，則視為「無變遷」(unchanged)，應予以排除，另在「有變遷」的影像中萃取負值像元，定義這些負值像元為植生退化區位。

(三) 植生退化之潛勢分析

影響高山地區植生退化的環境因子眾多，經相關文獻回顧 (Li *et al.* 2006; Wang *et al.* 2008; Lu *et al.* 2011) 並考量研究區域特性，本研究擇訂坡度、坡向、海拔高，以及距離水系、

道路 (含林道、步道)、森林邊緣、裸地等 7 個因子，作為評估植生退化潛勢之基礎資料 (表 1)。先將各因子依其資料特性進行適當分級，坡度以 5°、坡向以 8 個方位、海拔高以 50 m 為一分級單位，其餘與距離有關之因子 (水系、道路、森林邊緣及裸地)，配合 Landsat 影像之空間解析力，以 30 m 為一分級單位，再利用下列公式，進行每個因子在各分級下植生退化可能率之演算。

$$P_{ij} = \frac{n}{N} \quad (4)$$

式 4 中 P_{ij} 為第 i 個因子在第 j 個分級下之植生退化可能率， n 為該因子及分級下的植生退化像元數， N 則為所有像元數。

PCA 的統計原理係將數個較難解釋且彼此間具相關的變項，轉化成少數且彼此獨立性大之新成分，不僅可簡化複雜的資料結構，亦可避免各變項間存在過高的共線性，同時又能保存原來大部分的資訊內涵，許多與自然保育相關之研究均曾使用過此法將各種環境因子作有系統的整合與歸類 (Li *et al.* 2006; Yu *et al.* 2007; 呂及謝 2013)。有鑑於此，本研究在求得各因子於不同分級下的植生退化可能率後，將其視為 PCA 的統計變項，並透過 IBM SPSS 20.0 統計軟體進行運算，各變項經由 PCA 轉換成新的成分後，利用迴歸分析法取得新成分的得點，除此之外，PCA 構成之統計模型具線性組合特性，可利用各變項之解釋變異量作為權重 (Wotling *et al.* 2000; Parinet *et al.* 2004)，推估全區植生退化之潛勢分布，其運算式為：

$$VD = \alpha_1 F_1 + \alpha_2 F_2 + \dots + \alpha_n F_n \quad (5)$$

式 5 中 VD 為植生退化之潛勢度， $F_1 \dots F_n$ 為各成分之得點， $\alpha_1 \dots \alpha_i$ 為各成分之權重 (解釋變異量)，當某一像元之 VD 值愈高，代表該環境具有愈高的植生退化機率，反之則愈小。

表 1. 本研究所使用之環境因子

Table 1. Environment factors used in the study

Name	Description (unit)	Source
Elevation	Elevation (m)	ASTER Global DEM (USGS)
Aspect	Aspect (eight cardinal directions)	ASTER Global DEM (USGS)
Slope	Slope (degree)	ASTER Global DEM (USGS)
Stream	Distance to any stream (m)	Yushan National Park Comprehensive Review Plan3rd
Road	Distance to any road (m)	Yushan National Park Comprehensive Review Plan3rd
Forest edge	Distance to any forest edge (m)	Identified in 1990 Landsat imagery
Bare area	Distance to any bare area (m)	Identified in 1990 Landsat imagery

Note: ASTER = Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer; DEM = digital elevation model.

結 果

本研究運用 HSDC 減少 1990 及 2013 年 Landsat 影像之地形效應影響後，挑選品質較佳者的 1990 年時期作為參考影像，求得兩時期影像之各波段迴歸式係數(表 2)，再將 2013 年之影像代入所求得之迴歸式，排除影像兩時期的輻射偏差量，以利後續植生變遷分析。

表 2. 1990 與 2013 年 Landsat 影像經相對輻射校正後所建立之迴歸係數

Table 2. Regressive coefficients of Landsat data between 1990 and 2013 for relative radiometric correction

Band	<i>a</i>	<i>b</i>	<i>R</i> ²
R	0.87	8.45	0.95
NIR	0.94	10.62	0.96

將前後期之影像進行 NDVI 演算及相減後，結果如圖 2a 所示，可初步瞭解植生變遷的分布情形，圖中顏色分布愈黑者，表示植生減少程度愈大，反之，愈趨向白色部份，則表示其植生有增加的情形。由於本研究主要目的在於偵測植生退化之區位，因此，設定平均值為基準，萃取大於 1.5 倍 SD 之植生減少像元，可得到植生退化之確切區位(圖 2b)，經計算後可知，本區 1990~2013 年間，植生退化之面積約 3,120 ha。此外，與玉山國家公園計畫分區範圍(圖 1)進行套疊，可瞭解植生退化區位面積在各分區的分配情形，其結果顯示(表 3)，一般管制區及生態保護區的面積各約 1,574 及 1,534 ha，其餘分區均不足 5 ha，而計算植生退化區位在各分區所占的比例發現，以一般管制區所占比例最大(約 6%)，配合圖 2b 來看，絕大部分面積分布於南部園區，即研究區域西南方位置，其餘分區的分布均較零散，面積比例也僅有 3% 以下。

將坡度、坡向、海拔高，以及距離水系、道路、森林邊緣、裸地等 7 個環境因子，配合不同的分級取得植生退化可能率後，經由 PCA 將各因子退化可能率(統計變項)轉化為新的成分，其分析結果如表 4 所示，新成分數量的萃取一般取決於特徵值大於 1 者，而由表 4 結果顯示特徵值大於 1 之新成分有 3 項，然其累積

解釋變異量稍有不足，僅 58 % 左右，為避免遺漏過多資訊，本研究參照林及陳(2003)之建議，將新成分數量選取之標準，設定為累積解釋變異量達 80 % 以上水準，以提升新成分資料之代表性及有效性，依此標準，可將 7 個變項轉換為 5 個新成分，其累積解釋變異量達 85.34 %。

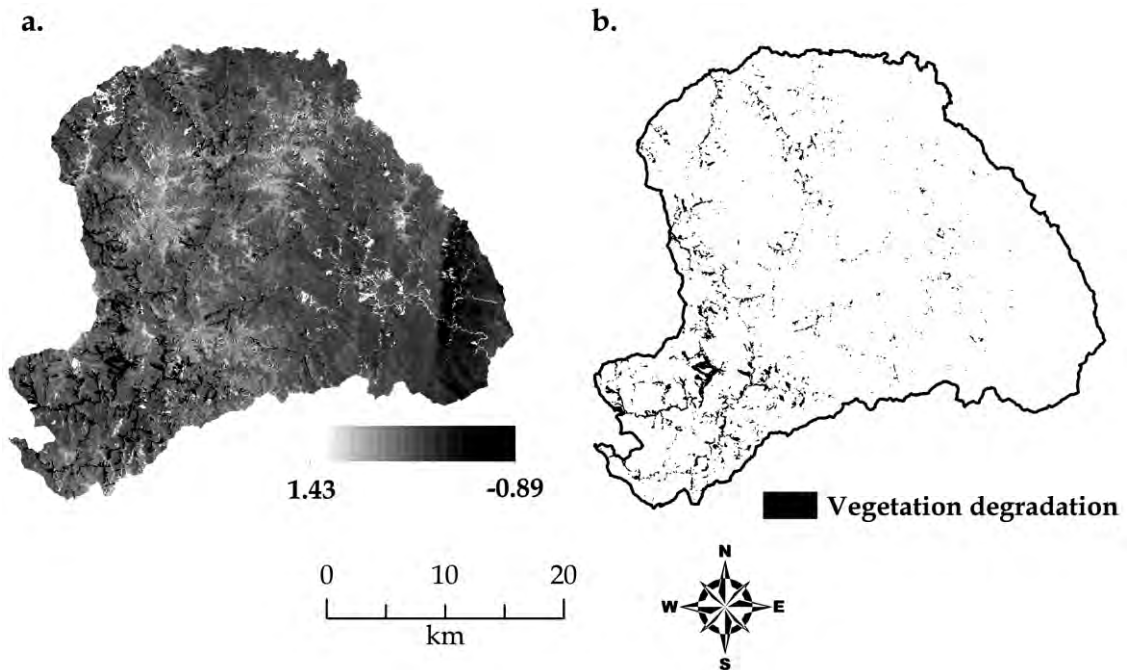


圖 2. 植生變遷區位分布圖，(a) 1990 至 2013 年之相減影像與 (b) 植生退化分布(取 1.5 倍標準偏差的植生減少像元)。

Fig. 2. Distribution maps of vegetation change. (a) Image subtraction for 1990~2013 and (b) distribution of vegetation degradation(decreasing at 1.5 standard deviation from the mean).

表 3. 玉山國家公園各計畫分區內植生退化之面積與比例分配

Table 3. Area and proportion of vegetation degradation within Yushan National Park's planned regions

Planned region	Vegetation degradation area (ha)	Proportion(%)
Existing use area	1,574.91	6.24
Culture and historic area	4.59	2.02
Ecological protected area	1,534.23	2.34
Scenic area	2.79	0.08
Recreation area	4.05	1.71

表 4. 主成分分析結果

Table 4. Results of principal component analysis

	Selected principal components				
	I	II	III	IV	V
Eigenvalue λ_i	1.71	1.26	1.08	0.98	0.95
Variance (%)	24.36	17.98	15.37	14.06	13.58
Cumulative variance (%)	24.36	42.33	57.70	71.76	85.34

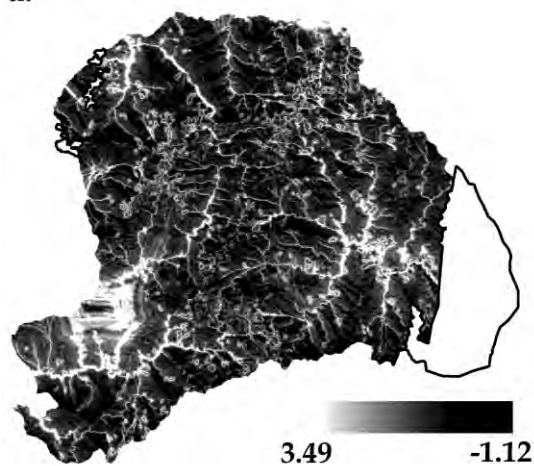
本研究接續以 PCA 產生 5 個新成分之解釋變異量作為權重，將其套入植生退化潛勢度推估公式中，如下演算式：

$$VD = 0.2436F_1 + 0.1798F_2 + 0.1537F_3 + 0.1406F_4 + 0.1358F_5 \quad (6)$$

利用式 6 進行研究區域植生退化潛勢分布

之推導，結果如圖 3a 所示，其圖中顏色愈白者，代表其 VD 值愈高，即該區位具有較高的植生退化可能性，為便於後續討論，本研究以 ArcGIS 9.3 軟體 symbology 分類功能中的 Jenks 自然間斷法(natural breaks)，將植生退化潛勢區位分為高、中、低等 3 種等級(圖 3b)。

a.



b.

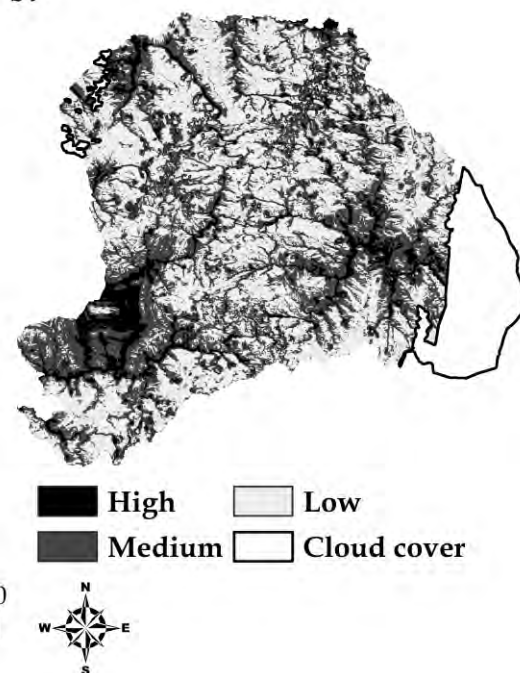


圖 3. 植生退化潛勢分布，(a)主成分分析結果與(b)植生退化潛勢分級。

Fig. 3. Potential distributions of vegetation degradation. (a) results of principal component analysis and (b) rankings of degradation.

為瞭解各級潛勢面積在國家公園各計畫分區之分配情形，將植生退化潛勢分級圖(圖 3b)與 5 大計畫分區(圖 1)進行套疊，並各別計算每一分區內，高、中、低等級之面積百分比，結果顯示一般管制區內，屬高度植生退化潛勢區位面積達 14%，為所有分區中最高，其次的

生態保護區及遊憩區均為 10%；以中度植生退化潛勢區位來看，以遊憩區之 54% 為最高，特別景觀區及史蹟保存區亦達 50% 左右；低度植生退化潛勢區位，以生態保護區之 49% 為最高，其次一般管制區為 45% (圖 4)。

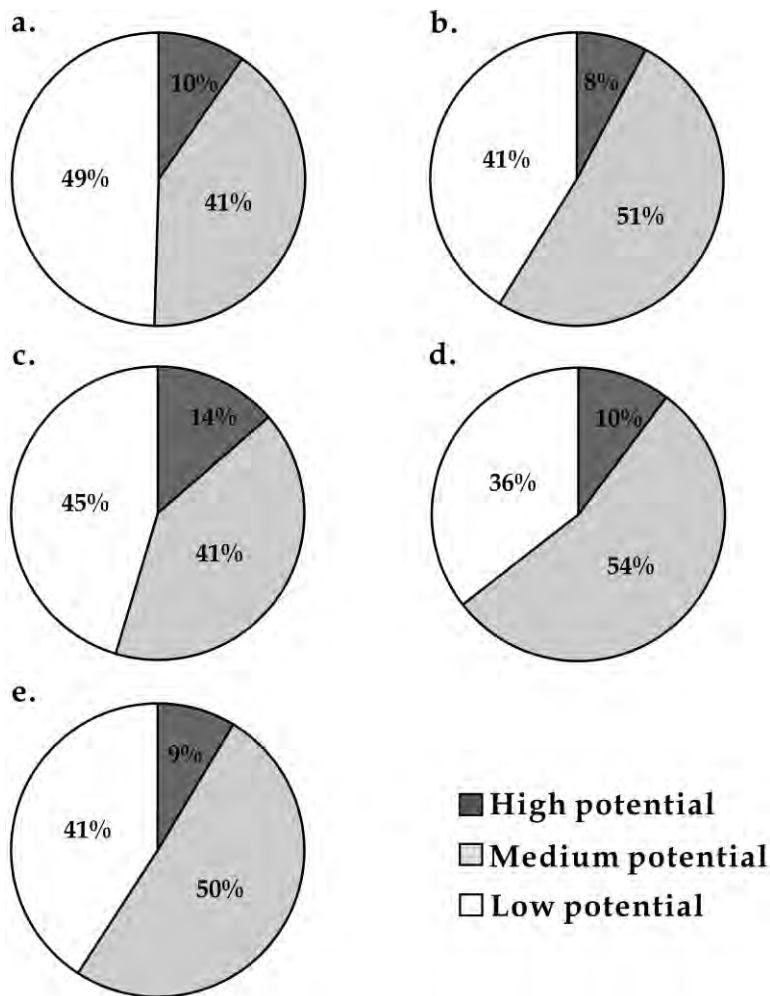


圖 4. 玉山國家公園計畫分區內，植生退化潛勢面積百分比統計，a.生態保護區，b.特別景觀區，c.一般管制區，d.遊憩區與 e.史蹟保存區。

Fig. 4. Potential proportions of vegetation degradation within Yushan National Park's planned regions: a. Ecological protected area, b. Scenic area, c. Existing use area, d. Recreation area and e. Culture and historic area.

討 論

從植生變遷的結果發現，1990~2013 年間玉山國家公園發生植生退化之分布與面積數量為數可觀(圖 2)。由於本研究監測期間係屬國家公園設立(1985 年)後，除生態承載量範圍內之遊憩行為外，其他人為開發或干擾行為均受到法規上的限制(玉山國家公園管理處 2012)，因此，該期間內之植生退化原因可歸咎於自然演替過程或天然災害所造成之現象。回顧 1990~2013 年間台灣發生的重大天然災害，以 1999 年之 921 大地震與 2009 年之莫拉克風災影響玉山地區最劇(何及廖 2000；林 2012)，而從相關的調查報告可知，玉山主群峰在 921 地震後，雖有明顯的崩塌情形(周 2000；何及廖 2000)，然而，由本研究的結果發現，2013 年玉山主群峰、大水窟草原及秀姑坪等高山草原地區之植生狀況均優於 1990 年(圖 1 及圖 2a)，顯見 921 地震所形成的崩場地已有植生恢復的趨勢。此外，從植生退化的空間分布可發現(圖 2b、表 3)，研究區域內的一般管制區占有之植生退化比例最高，尤其是南部園區之水系兩側最為嚴重，其主因係莫拉克颱風重創該區域，造成大規模的土石坍方的結果(台灣地形研究室 2010)，就其空間分布特性而言，與周(2000)研究結果相符，由此可知，玉山國家公園成立後，造成植生退化的原因多係受颱風干擾所致。另特別景觀區與遊憩區之比例分別為最低與次低，表示該些區域在研究期間內，植生穩定度或恢復能力較佳，且未因遊憩壓力而產生植生退化的情形，顯現目前現有之計畫分區管制尚稱合理得宜。

在植生退化潛勢評估的過程中，本研究透過 PCA 將 7 個變項轉換並簡化為 5 個新成分，並以解釋變異量作為新成分之權重(表 4)，此

種利用統計方式進行加權的方式，相較於以往常用之專家訪談或問卷調查的方法來設定權重，將更為客觀(Anselin *et al.* 1989; Diakoulaki *et al.* 1995; Klungboonkrong and Taylor 1998)。將植生退化潛勢分布之評估結果(圖 3)與環境因子圖資進行套疊分析，大致可發現高度退化潛勢區位大多分佈於水系、陡坡、裸露地或崩場地週邊，而與道路的相依性較低，顯示區域內人為干擾對植生退化之影響並不顯著。除南部園區魔界腕、玉德山南部與拉巴薩巴溪次集水區水系兩側(圖 3b 西南側)發現大面積之高度退化潛勢區位外，另與植生變遷區位圖(圖 2)進行比對，亦可發現，部分區域於近 20 年來雖無發生嚴重之植生退化情形(如東部園區之拉庫拉庫溪中上游與西北園區之沙里仙溪兩旁)，惟其環境屬高度退化潛勢，因此，建議該些區域應列為首要因應區位，儘可能避免闢建避難山屋、吊橋或進行道路改道等行為。

國家公園範圍內之資源與土地利用，在國家公園相關法令的規範與管制下，依其資源與特性予以分區，並訂定不同資源保護及使用行為規範。由高、中、低等級之植生退化潛勢區位面積，在國家公園各計畫分區之分配情形來看，高度等級多落於一般管制區內(圖 4c)，中度等級多落於遊憩區內(圖 4d)，其植生退化的潛在性較明顯，由經營管理面向來看，一般管制區在法規的規定下，僅需不違背國家公園計畫目標與方針，即准許原土地利用型態，其與遊憩區係屬規範限制較低之分區，相對人為干擾也較為頻繁，相似的研究結果如陳等(2005)。

生態保護區、特別景觀區與史蹟保存區在嚴謹的保護利用原則規範之下，其高度植生退化潛勢區位比例相對較低(圖 4a、b 及 e)，尤其生態保育區之土地係以保護天然生物社會及其生育環境為主，其低度植生退化潛勢區位比

例為 5 大分區中最高，顯示在國家公園設立的庇護下，確實可達到保育之成效，然生態保護區內之土地仍存在山高水急與地質、地形脆弱等先天條件上的弱勢，易因天然災害干擾而發生崩塌、地滑等植生退化情形，致生物多樣性衰退，因此，該計畫分區內，屬高度植生退化潛勢區位之未來發展仍不容忽視。

結 論

玉山國家公園為台灣重要的保護區之一，惟其範圍幅員廣闊，再加上近代極端天氣的影響，建構一大尺度的植生監測方法實屬必要，本研究利用遙測技術評估園區植生退化的潛勢區位，有助於經營管理工作之參考，從研究結果可知，莫拉克風災對園區的植生影響甚劇，造成許多地區有明顯的崩塌情形，尤其從劃分出來的植生退化潛勢圖，可瞭解各計畫分區的退化分級概況，其中值得一提的是，一般管制區與遊憩區，皆偏向於高度植生退化潛勢之區位，為維護生態系的安定性，建議可考慮於該些區域進行長期生態監測與植生復育工作，以避免高度等級的面積擴張或中度等級的區域持續退化。

引用文獻

- 台灣地形研究室。2010。莫拉克颱風對玉山國家公園之衝擊。地景保育通訊 31: 10-15。
- 玉山國家公園管理處。2012。玉山國家公園第三次通盤檢討計畫書。玉山國家公園管理處。
- 何立德、廖汝銘。2000。大鐵杉-塔塔加鞍部-玉山群峰地區之崩場地初步調查。環境與世界 4:93-103。
- 呂明倫、何健鎔。2013。烏石坑地區受天然災害引起之地景變遷分析。台灣生物多樣性研究 15: 275- 285。
- 呂明倫、謝漢欽。2013。鰲鼓海岸地區之生態環境脆弱度評估。作物、環境與生物資訊 10:34-43。
- 呂明倫、鍾玉龍。2007。以 SPOT 衛星植生指標推估南仁山次生林之林分結構特徵台灣林業科學 22:183-92。
- 周天穎。2000。玉山國家公園九二一震災及賀伯颱風災後環境變遷遙測分析研究計畫。玉山國家公園委託研究報告。66 頁。
- 林師模、陳苑欽。2003。多變量分析：管理上的應用。台北：雙葉書廊。
- 林瑞興、許富雄、姚正得、艾台霖。2003。九二一地震後台灣九九峰鳥類組成變化與植被回復之關係。特有生物研究 5: 47-59。
- 林慶偉。2012。玉山國家公園園區地質監測及設施環境安全性整體評估規劃。玉山國家公園委託研究報告。119 頁。
- 康若蘭、林登秋、詹進發、黃正良。2005。2000 年碧利斯颱風干擾前後福山試驗林 NDVI 變動之研究。台灣林業科學 20: 73-87。
- 陳桂嘉、吳守從、陳朝圳。2010。台東地區土砂災害之生態環境脆弱度評估。航測及遙測學刊 15: 51-64。
- 陳添水。2005。九九峰地區九二一地震崩塌植生指數變遷分析。特有生物研究 7: 63-75。
- 陳朝圳、鍾玉龍、吳守從。2005。應用 SPOT 衛星影像探討墾丁國家公園地景層級之植群變遷。國家公園學報 15: 79-98。
- 黃凱易。2002。九九峰自然保留區地覆變遷之監測與分析。林業研究季刊 24: 35-48。
- 楊育昌、劉敏慧、林春富、程忠智、何東輯、何健鎔、林雅玲。2013。烏石坑地區森林

- 與溪流環境兩棲類群聚受地震影響之研究。台灣生物多樣性研究 15: 83-97。
- 謝漢欽、鄭祈全。1994。福山地區 SPOT 多期影像植生綠度分析。林業試驗所研究報告季刊 10: 105-120。
- Alphan, H. and M. A. Derse. 2013. Change detection in Southern Turkey using normalized difference vegetation index (NDVI). *Journal of Environmental Engineering and Landscape Management* 21: 12-18.
- Anselin, A., P. M. Meire and L. Anselin. 1989. Multicriteria techniques in ecological evaluation: an example using the analytical hierarchy process. *Biological Conservation* 49: 215-229.
- Bethany, A. B. and J. F. Mustard. 2006. Characterizing the landscape dynamics of an invasive plant and risk of invasion using remote sensing. *Ecological Applications* 16: 1132-1147.
- Bishop, K., A. Phillips and L. M. Warren. 1997. Protected areas for the future: models from the past. *Journal of Environmental Planning and Management* 40: 81-110.
- Bradley, B. A. and M. T. O'Sullivan. 2011. Assessing the short-term impacts of changing grazing regime at the landscape scale with remote sensing. *International Journal of Remote Sensing* 32: 5797-5813.
- Diakoulaki, D., G. Mavrotas and L. Papayannakis. 1995. Determining objective weights in multiple criteria problems: the critic method. *Computers & Operations Research* 22: 763-770.
- Gaughan, A. E., M. W. Binford and J. Southworth. 2009. Tourism, forest conversion, and land transformations in the Angkor basin, Cambodia. *Applied Geography* 29: 212-223.
- IUCN. 1994. Guidelines for protected area management categories. Cambridge: IUCN.
- Klungboonkrong, P. and M. A. P Taylor. 1998. A microcomputer-based system or multicriteria environmental impacts evaluation of urban road networks. *Computers, Environment and Urban Systems* 22: 425-446.
- Li, A. N., A. S. Wang, S. L. Liang and W. C. Zhou. 2006. Eco-environmental vulnerability evaluation in mountainous region using remote sensing and GIS, A case study in the upper reaches of Minjing River, China. *Ecological Modelling* 192: 175-187.
- Liu, Q. J., X. R. Li and N. Takeuchi. 2005. Monitoring forest dynamics using satellite imagery-a case study in the natural reserve of Changbai Mountain. *Forest Ecology and Management* 210: 25-37.
- Lu, S. Y., C. Y. Lin and L. S. Hwang. 2011. Spatial relationships between landslides and topographical factors at the Liukuei Experimental Forest, southwestern Taiwan after typhoon Morakot. *Taiwan Journal of Forest Science* 26: 399-408.
- Myeong, S., D. J. Nowak and M. J. Duggin. 2006. A temporal analysis of urban forest carbon storage using remote sensing. *Remote Sensing of Environment* 101: 277-282.

- Parinet, B., A. Lhote and B. Legube. 2004. Principal component analysis: an appropriate tool for water quality evaluation and management—application to a tropical lake system. *Ecological Modelling* 178: 295-311.
- Rogan, J., J. Franklin and R. Dar A. 2002. A comparison of methods for monitoring multitemporal vegetation change using Thematic Mapper imagery. *Remote Sensing of Environment* 80: 143-156.
- Schott, J. R., C. Salvaggio and W. J. Volchok. 1988. Radiometric scene normalization using pseudo invariant features. *Remote Sensing of Environment* 26: 1-16.
- Tucker, C. J. and P. J. Sellers. 1986. Satellite remote sensing of primary production. *International Journal of Remote Sensing* 7: 1395-1416.
- Wang, X.D., X. H. Zhong, S. Z. Liu, J. G. Liu, Z.Y. Wang and M. H. Li. 2008. Regional assessment of environmental vulnerability in the Tibetan Plateau: Development and application of a new method. *Journal of Arid Environments* 72: 1929-1939.
- Warner, T. A. and X. Chen. 2001. Normalization of Landsat thermal imagery for the effects of solar heating and topography. *International Journal of Remote Sensing* 22: 773-788.
- Wotling, G., C. Bouvier, J. Danloux and J. M. Fritsch. 2000. Regionalization of extreme precipitation distribution using the principal components of the topographical environment. *Journal of Hydrology* 233: 86-101.
- Yu, H. Y., P. K. Joshi, K. K. Das, D. D. Chauniyal, D. R. Melick, X. F. Yang and J. C. Xu. 2007. Land use/cover change and environmental vulnerability analysis in Birahi Ganga sub-watershed of the Garhwal Himalaya, India. *Tropical Ecology* 48: 241-250.

Confirmation of a naturalized grass (Poaceae) in Taiwan, *Pennisetum setaceum* (Forssk.) Chiov.

歸化的台灣禾草—羽絨狼尾草的確認

Che-Yu Lin¹ and Chih-Hui Chen^{2,*}

林哲宇¹ 陳志輝^{2,*}

¹ Shei-Pa National Park Headquarters, Dahu, Miaoli, Taiwan

² Endemic Species Research Institute, Jiji, Nantou, Taiwan

¹ 雪霸國家公園管理處 36443 苗栗縣大湖鄉富興村水尾坪 100 號

² 行政院農業委員會特有生物研究保育中心 55244 南投縣集集鎮民生東路 1 號

* Corresponding author: chchen@tesri.gov.tw

*通訊作者：chchen@tesri.gov.tw

Abstract

Pennisetum setaceum was reported as a cultivated species from Taiwan in the past and is usually misidentified as *P. polystachion*. Recently, we examined specimens in some herbaria of Taiwan and confirmed the differences and diagnostic characters of the two species. This article provides the key to species of the genus *Pennisetum* from Taiwan, and a description of this naturalized grass with line drawing for identification.

摘要

羽絨狼尾草在過去被報導為栽培植物，且容易被誤認為牧地狼尾草，近期透過重新檢視散置於台灣各主要標本館之狼尾草屬標本，確認兩物種間之差異及識別特徵。本文增補此種為歸化台灣之禾本科植物，並提供其物種描述、手繪圖，以及台灣狼尾草屬之檢索表供鑑定。

Key words: *Pennisetum setaceum*, Poaceae, Taiwan

關鍵詞：羽絨狼尾草、禾本科、台灣

Received: May 21, 2014

Accepted: September 30, 2014

收件日期：2014 年 05 月 21 日

接受日期：2014 年 09 月 30 日

Introduction

The genus *Pennisetum* Rich. (Poaceae: Paniceae) comprises 80 species throughout the tropics and subtropics (Chen and Philips 2006). The most diagnostic characteristic for this genus is the highly reduced panicle inflorescence that looks more like a spike. Each branch reduces to a highly contracted cluster composed of one to several spikelets, and the lower parts of the branch reduce to bristles which form an involucre and surround upper spikelets. Another genus with similar spikelike inflorescence is *Setaria*. Nevertheless, the bristles of the genus *Pennisetum* is deciduous with spikelets and can be easily distinguished from *Setaria* whose bristles remain on rachis at maturity.

The genus *Cenchrus* is closely related to *Pennisetum*. Recently some researchers include the genus *Pennisetum* in the genus *Cenchrus* based on molecular phylogeny (Chemisquy *et al.* 2010). We hesitate to accept such an extreme deduction and still regard *Pennisetum* as a separate genus.

There were four species recorded in Taiwan before 2000 (Liu 2000), including *Pennisetum*

alopecuroides (L.) Spreng., *P. cladeustum* Hochst. ex Chiov., *P. polystachion* (L.) Schult., and *P. purpureum* Schumach. In addition, *P. setaceum* (Forsk.) Chiov. was first reported in Taiwan as a cultivated grass (Huang 1979) and was not formally described in any publication. It has been introduced into some countries as fodder or ornamental grass and usually becomes a disruptive invasive species (Benton 1998; Csurhes 2011). Similarly, it was introduced into Taiwan as fodder and then it escaped and became naturalized. In herbaria of Taiwan, the specimens of *P. setaceum* were usually misidentified as *P. polystachion* because both species have similar bristles characteristics which are densely silky-plumose at base. Nevertheless, we can easily distinguish them by the diagnostic character of panicle arrangements and upper florets in spikelets. In *P. polystachion*, flowering culms are much branched and forming a false panicle, instead of less branched, even solitary in *P. setaceum*. In addition, the upper lemmas are subcoriaceous, smooth and shiny in *P. polystachion* rather than chartaceous in *P. setaceum*.

This article provides the key to species of

the genus *Pennisetum* in Taiwan and a description of *P. setaceum* with line-drawing for identification.

Key to species of *Pennisetum*

1. Culms stoloniferous; inflorescence nearly enclosed in upper sheaths when flowering
..... *P. clandestinum*
1. Culms not stoloniferous; inflorescence exserted.
 2. Lemma dimorphic, inner bristles densely silky-plumose at base
 3. Flowering culms much branched; upper florets easily disarticulating at maturity; upper lemma subcoriaceous, surface smooth and shiny *P. polystachion*
 3. Flowering culms less branched or solitary; upper florets not disarticulating at maturity; upper lemma chartaceous, surface sparsely hispidulous
..... *P. setaceum*
 2. Lemma monomorphic; inner bristles not plumose.
 4. Spikelets with 2-3mm long pedicel; anthers without a tuft of hairs at one end *P. alopecuroides*
 4. Spikelets sessile; anthers with a tuft of hairs at one end *P. purpureum*

Taxonomic Treatment

Pennisetum setaceum (Forssk.) Chiov., Boll. Soc. Bot. Ital. 1923: 113. 1923; Clayton and Renvoize, Fl. Trop. East Afr. Gramineae:

675. 1982; Webster, Aus. Paniceae: 192. 1987; Chaudhary, Grasses Saud. Ara.: 385. 1989; Wipff in Barkworth *et. al.* (eds.), Fl. North America 25: 527. 2003.

羽絨狼尾草 Fig.1

Phalaris setacea Forssk., Fl. Aegypt.-Arab.

17. 1775.

Cenchrus setaceus (Forssk.) Morrone, Ann. Bot., 106: 129. 2010.

Perennials, tufted. Culms erect, of moderate texture, 50-130 cm tall, glabrous, culm nodes glabrous. Leaf sheaths surface glabrous to densely pilose. Ligule a ciliate membrane, 1-1.5 mm long. Blades cauline, linear, flat, 20-65 cm long, 3-5 mm wide, margins scaberulous, apex acuminate, surface densely, pilose on both sides. Inflorescence a panicle, terminal, cylindrical, 15-20 cm long, axis angular with sharp decurrent wings, base exserted from uppermost sheath, without conspicuous branches, branches contracted into spikelets clusters, spikelets subtended by an involucre of bristles. Involucres subsessile, enclosing 1 spikelet, bristles slender and free to the base, margins densely silky-plumose in lower half, falling with spikelets when mature. Spikelets bisexual, dorsally compressed, narrowly lanceolate, 4.5-5 mm long, with 2 florets; lower floret reduced, usually sterile, sometimes staminate; upper floret fertile. Lower glume absent or reduced, minute. Upper glume broadly lanceolate, 3.5-4 mm long, membranous, 5-veined, not keeled, veins glabrous, surface glabrous, margins smooth, apex

acute, awnless. Lower lemma lanceolate, 4.5-5 mm long, chartaceous, 5-7-veined, midvein keeled, veins glabrous, surface hairy; sparsely hispidulous, margins smooth, apex acuminate, awnless. Lower palea well developed, membranous, lanceolate, 2-keeled, keel scaberulous. Upper floret pale gray. Upper lemma lanceolate, 3-4.5 mm long, chartaceous to subcoriaceous, but thinner, 5-7-veined, veins glabrous, surface hispidulous, margin smooth, apex mucronate. Upper palea oblong, subcoriaceous, but thinner, 2-veined, surface smooth. Anthers 3, 1.5 mm long.

Distribution: Native to northern and eastern Africa, south-western Asia. Introduction into Australia, North American, Hawaii and Mexico.

Habitat: Grassy places on mountain slopes, lawns, wastelands, roadsides.

Examined Taiwan specimen: MIAOLI: Tapu, *Hsu s.n. June 30, 1960* (TAI). NANTOU: Wandan, *Chen 6193* (TAIE). CHIAYI: Fanlu, *Kung & Chang 67* (TNM). KAOHSIUNG: Taoyuan, *Chen 7026* (TAIE). TAITUNG: Tawu, *Liu & Su s.n. June 28, 2003* (TAIF).

Literature cited

- Benton, N. 1998. Fountain grass (*Pennisetum setaceum*). Plant Conservation Alliance, Alien Plant Working Group. Retrieved from www.nps.gov/plants/alien/fact/pese1.htm
- Chemisquy, M. A., L. M. Giussani, M. A. Scataglini, E. A. Kellogg and O. Morrone. 2010. Phylogenetic studies favour the unification of *Pennisetum*, *Cenchrus* and *Odontelytrum* (Poaceae): a combined nuclear, plastid and morphological analysis, and nomenclatural combinations in *Cenchrus*, *Annals of Botany*, 106: 107-130.
- Chen, S.-L. and S. M. Phillips. 2006. *Pennisetum* Richard. In: Wu, Z. Y. and P. R. Raven (eds.), *Flora of China*, Vol.22, Science Press, Beijing, pp. 548-552
- Clayton, W. D. and S. A. Renvoize. 1982. GRAMINEAE (Part 3). In: Polhill, R. M. (ed.), *Flora of Tropical East Africa*. A. A. Balkema/Rotterdam. pp. 451-898.
- Csurhes, S. 2011. African fountain grass, *Pennisetum setaceum*. Weed risk assessment, State of Queensland, Department of Employment, Economic Development and Innovation, Brisbane. 14 pp.
- Huang, T.-C. 1979. A Checklist of the Vascular Plants of Taiwan. In: Li, H.-L., T.-S. Liu, T.-C. Huang, T. Koyama and C. E. Devol (eds.), *Flora of Taiwan*, Vol. 6 Epoch Publishing Co., Taipei. pp. 22-188.
- Liu, H.-Y. 2000. Paniceae. In: Huang, T.-C., D. E. Boufford, C.-F. Hsieh, C.-S. Kuoh, H. Ohasi and H.-J. Su (eds.), *Flora of Taiwan Second Edition*, Vol. 5. Editorial Committee of the Flora Taiwan, Dept. Bot. National Taiwan University, Taipei. pp. 453-521.
- Chaudhary, S. A. 1989. Grasses of Saudi Arabia. National Herbarium, National Agriculture

Benton, N. 1998. Fountain grass (*Pennisetum setaceum*). Plant Conservation Alliance, Alien Plant Working Group. Retrieved from

and Water Research Center, Ministry of
Agriculture and Water, Riyadh. 465 pp.
Webster, R. D. 1987. The Australian Paniceae
(Poaceae), J. Cramer, Berlin. 322 pp.
Wipff, J. K. 2003. *Pennisetum* Rich. In:

Barkworth, M. E., K. M. Capels, S. Long
and M. B. Piep (*eds.*), Flora of North
America, Vol. 25, Oxford University Press,
New York. pp. 515-529.

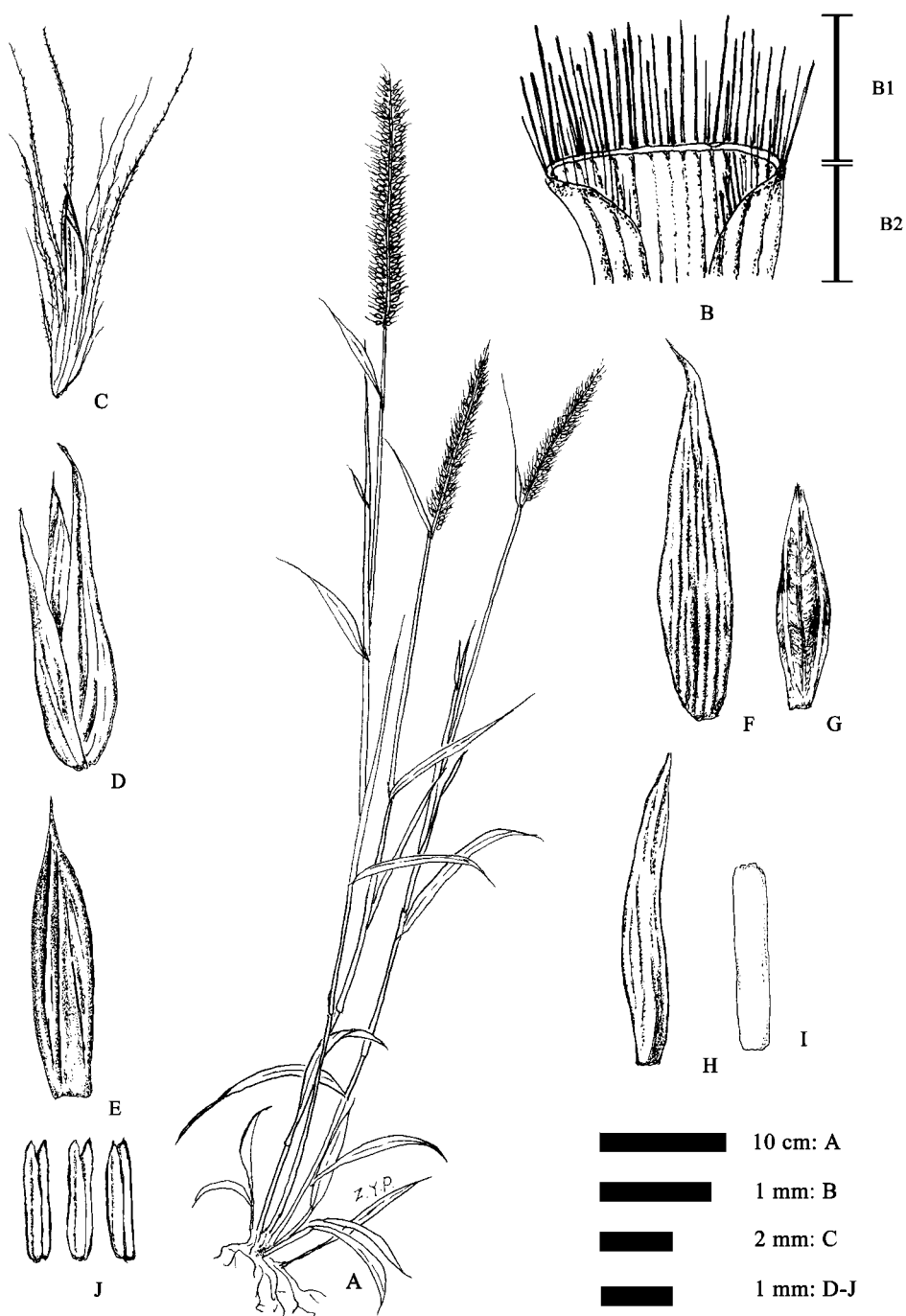


Fig. 1. *Pennisetum setaceum* (Forssk.) Chiov.

A. habit; B. joint between sheath and blade: B1. ligule, B2. Leaf sheath; C. spikelet with bristles; D. spikelet without bristles; E. upper glume; F. lower lemma; G. lower palea; H. upper lemma; I. upper palea; J. anthers.

台灣菊科的新紀錄植物－山蟛蜞菊

Wollastonia montana (Blume) DC. (Asteraceae), a newly recorded plant in Taiwan

鐘詩文¹ 許天銓^{2,*}

Shih-Wen Chung¹ and Tian-Chuan Hsu^{2,*}

¹行政院農委會林業試驗所 10066 台北市南海路 53 號

²國立清華大學 30013 新竹市光復路二段 101 號

¹ Botanic Garden Division, Taiwan Forest Research Institute, No. 53, Nanhai Rd., Taipei 10066, Taiwan

² Institute of Molecular & Cellular Biology, National Tsing Hua University, No. 101, Section 2, Kuang-Fu Rd., Hsinchu 30013, Taiwan

*通訊作者: lecanorchis@gmail.com

*Corresponding authors : lecanorchis@gmail.com

摘 要

蟛蜞菊屬(*Wollastonia*)為菊科(Compositae)的一個小屬，全球約有二種，台灣植物誌僅記錄雙花蟛蜞菊 (*Wollastonia biflora* (L.) DC.; syn. *Wedelia biflora* (L.) DC.) 一種，作者最近在台灣南部植物調查時發現本屬另一新紀錄植物－山蟛蜞菊 (*Wollastonia montana* (Blume) DC.)。該植物之莖直立或倒伏，葉較小 (3-9 × 1-4 cm)，頭花亦較小 (徑約 15 mm)，多單生偶 2-3 聚生，可明顯與雙花蟛蜞菊區別。本文提供該種的形態描述、線畫圖與彩色圖片，以供參考。

Abstract

Wollastonia, comprising approximately two species in the world, is a small genus of the family Asteraceae. One species was recorded in the 2nd edition of *Flora of Taiwan*. In the course of our botanical inventory, *Wollastonia montana* (Blume) DC., heretofore unknown in Taiwan, was collected from the

southern part of the Island. *Wollastonia montana* can be easily distinguished from other congeners, as its capitula is always solitary (rarely 2-3), ca. 15 mm in diam.; stems erect and leaf smaller (3-9 × 1-4 cm). In this report we provide a description and colored photographs taken from the wild to aid identification.

關鍵詞：菊科、新紀錄、台灣、分類、孿花菊屬、山蟛蜞菊

Key words: Asteraceae, New record, Taiwan, Taxonomy, *Wollastonia*, *Wollastonia montana*

收件日期：2014 年 03 月 14 日 接受日期：2014 年 09 月 15 日

Received: March 14, 2014

Accepted: September 15, 2014

緒 言

菊科是一個大科，世界上約有 1,535 屬，23,000 種，在台灣約有 84 屬 241 個分類群 (Peng *et al.* 1998)。孿花菊屬 (*Wollastonia* DC. ex Decne.) 隸屬於菊科向日葵族 (Tribe **Heliantheae**)，這屬大約二種 (Chen and Hind 2011)，分佈印度洋至太平洋的沿岸和山地地區。而孿花菊屬以往僅紀錄雙花蟛蜞菊 (*Wollastonia biflora* (L.) DC.; syn. *Wedelia biflora* (L.) DC.) (Peng *et al.* 1998) 一種。我們在南部植物調查時發現了一個台灣本屬的另一新紀錄種—山蟛蜞菊 (*Wollastonia montana* (Blume) DC.)。本種若依台灣植物誌之分類系統 (Peng 1998) 乃屬於蟛蜞菊屬 (*Wedelia* Jacq.)；但本文依最新分類處理 (Fosberg and Sachet 1980; Chen and Hind 2011) 歸於孿花菊屬 (*Wollastonia* DC. ex Decne.)。

分類處理

WOLLASTONIA Candolle ex Decaisne, Nouv. Ann. Mus. Hist. Nat. 3: 414. 1834. 孿花菊屬

多年生草本植物或亞灌木。葉對生；葉卵形，三出脈。頭花單一或成繖房狀排列；頭花輻射狀；總苞片半球形至鐘狀；總苞片 2 層，內外二層不相等，外層較長；花托圓凸。舌狀花雌性；花瓣黃色。心花兩性；花冠黃色或黃綠色；花藥棕色至黑色。果實楔形，三至四稜，扁壓狀。先端冠毛不存或總是僅一單一短剛毛。(Fosberg and Sachet 1980)

山蟛蜞菊與台產近緣屬(種)之檢索

(Chen and Hind 2011; Ohashi and Ohashi 2010)

1. 花冠橘色至黃色；最外層總苞片長度較內層苞片長，草質；葉無柄或很短；植株大都匍匐；瘦果三角形（邊花）或扁壓（心花）；頭花常單一，頂生於直立的花梗上；瘦果無顯著冠毛..... *Sphagneticola* 蟛蜞菊屬
2. 葉常三裂..... *S. triobata* 南美蟛蜞菊
2. 葉不三裂..... *S. calendulacea* 蟛蜞菊
1. 花冠白色或黃色；最外層總苞片長度與內層總苞片近相等；葉常具顯著的葉柄；植株大都直立或攀緣；頭花 1-3(6) 成繖房狀，頂

生或腋生；瘦果有顯著剛毛或冠毛

2. 邊花爲雌花，不稔或中性；剛毛早落
..... *Melanthera* 鹵地菊屬(*M. prostrata* 天蓬草舅)
2. 邊花爲雌花，可稔；冠毛不存或具一宿
存剛毛..... *Wollastonia* 孿花菊屬
3. 莖直立或倒伏；頭花多單生偶 2-3 聚
生；花徑 15 mm..... *W. montana* 山
蟛蜞菊
3. 莖蔓性；頭花 3-6 聚生；花徑 20-30
mm..... *W. biflora* 雙花蟛蜞菊

Wollastonia montana (Blume) DC., Prodr. 5:
547. 1836; Chen & Hind, Fl. China 20-21:
872. 2011. 山蟛蜞菊 圖 1 & 2

Basionym: *Verbesina montana* Blume, Bijdr. 911.
1826.

TYPE: INDONESIA, Java, C. L. Blume s.n.
(syntypes: L, photo!).

多年生草本植物。莖直立，高 50-80 cm，粗壯，上半部疏毛，下半部近光滑。葉子具柄，葉柄 1-2.5 cm；葉片卵形或卵狀披針形，中部葉長 5-8 cm，寬 2.5-4 cm，葉面粗糙，具毛狀物，基部楔形，葉鋸齒緣，先端漸尖。頭花花徑約 1.5 cm，單生於長花梗上；總苞二層，排成鐘狀，長 7-10 mm，寬 4-5 mm，最外層苞片紙質，綠色，長卵形，0.7-1 cm，先端銳尖，表面被毛狀物，果漸熟時，苞片由綠轉爲枯乾。邊花一層，黃色，5-6 枚，瓣片橢圓形，長 4-6 mm，寬 1-2 mm，頂端 2-3 齒；心花管狀，先端 5 淺裂，兩性，黃色，長 2-2.3 mm。瘦果棕色至棕黑色，近倒三角形，略壓縮，4-5 mm 長，寬約 2 mm。

鑑別特徵：形態上與雙花蟛蜞菊(*Wollastonia biflora* (L.) DC.; syn. *Wedelia biflora* (L.) DC.)十分接近，但本種莖直立或倒伏，葉較小(5-8 × 2.5-4 cm²)，頭花亦較小(徑約 15 mm)，多單生偶 2-3 聚生，且生長於森林邊緣之半遮蔭環境。雙花蟛蜞菊莖蔓性，葉較大(7-14 × 3-8 cm²)，頭花較大(徑約 20-30 mm)，通常 3-6 枚聚生，且生長於海岸開闊環境。

地理分布：中國南部、喜馬拉雅地區、印度、印尼、日本、馬來西亞、菲律賓、越南、太平洋群島及台灣(任等 2012)。在台灣目前的正式記錄僅有屏東的大漢林道及三地門鄉的德文部落二地。目前發現的株數大約 20 餘株。

生態環境與物候：生長於林緣半遮蔭之土坡，海拔 800-1,100 m。花果期爲 6 至 12 月。

引證標本：屏東(Pingtung)：春日鄉，大漢林道(Tahan Logging Trail)，S. W. Chung 4188 (TAIF)；S. W. Chung 10480 (TAIF)；T. C. Hsu 4697 (TAIF)；C. W. Lin 493 (TAIF)；三地門鄉，德文(Tewen)，C. I Peng 6910 (HAST)。

引用文獻

- 任琛、孫景景、袁瓊。2012。蟛蜞菊屬和孿花菊屬(菊科-向日葵族)的細胞學研究。熱帶亞熱帶植物學報 20(2): 107-113。
- Blume, C. L. 1826. Bijdragen tot de Flora van Nederlandsch Indie. p. 911. (Lands Drukkerij: Batavia.)
- Chen, Y.-S. and D. J. N. Hind. 2011. *Wollastonia*. In: Wu, Z.-Y., P. H. Raven and D.-Y. Hong,

- (eds.), Flora of China, Vol. 21 (Compositae). Science Press (Beijing) & Missouri Botanical Garden Press (St. Louis), pp. 871–872.
- Fosberg, F. R. and M. H. Sachet. 1980. Systematic Studies of Micronesian Plants. Smithsonian Contributions to Botany. 45: 30-34.
- Ohashi, K. and H. Ohashi. 2010. New combinations of *Melanthera* (Asteraceae) in Japan and Taiwan. Journal of Japanese Botany. 85: 59–63.
- Peng, C.-I, K.-F. Chung, and H.-L. Li. 1998. Compositae. *In*: Editorial Committee of the Flora of Taiwan, Second Edition (eds.), Flora of Taiwan, 2nd ed., Vol. 4. Editorial Committee of the Flora of Taiwan, Second Edition, Taipei, pp. 807-1101.

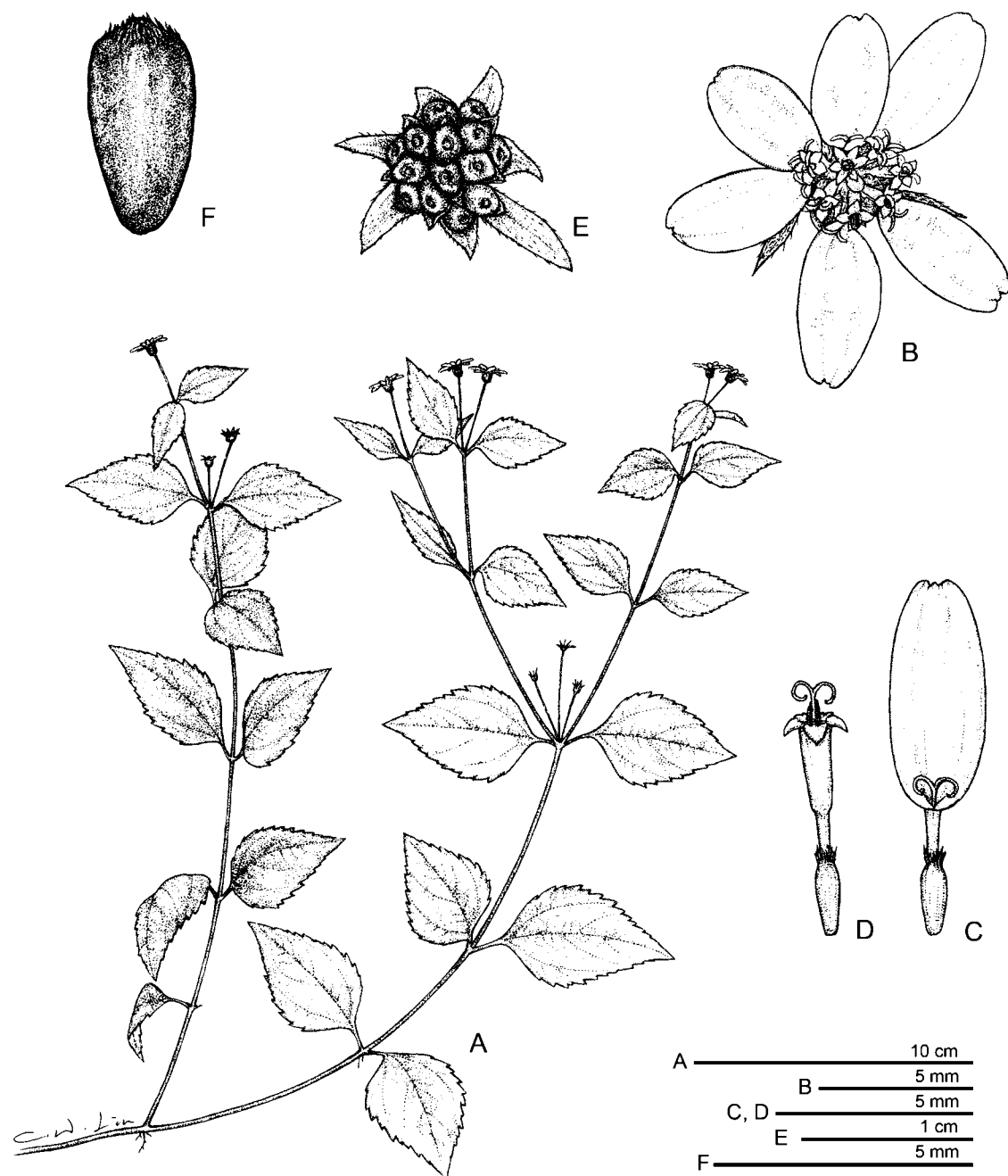


圖 1. 山蟛蜞菊 A.植株；B.頭狀花序；C.舌狀花；D.管狀花；E.果序；F.瘦果。

Fig. 1. *Wollatonia montana* (Blume) DC. A. habit ; B. head ; C. ray floret ; D. disc floret ; E. infructescence ; F. achene.

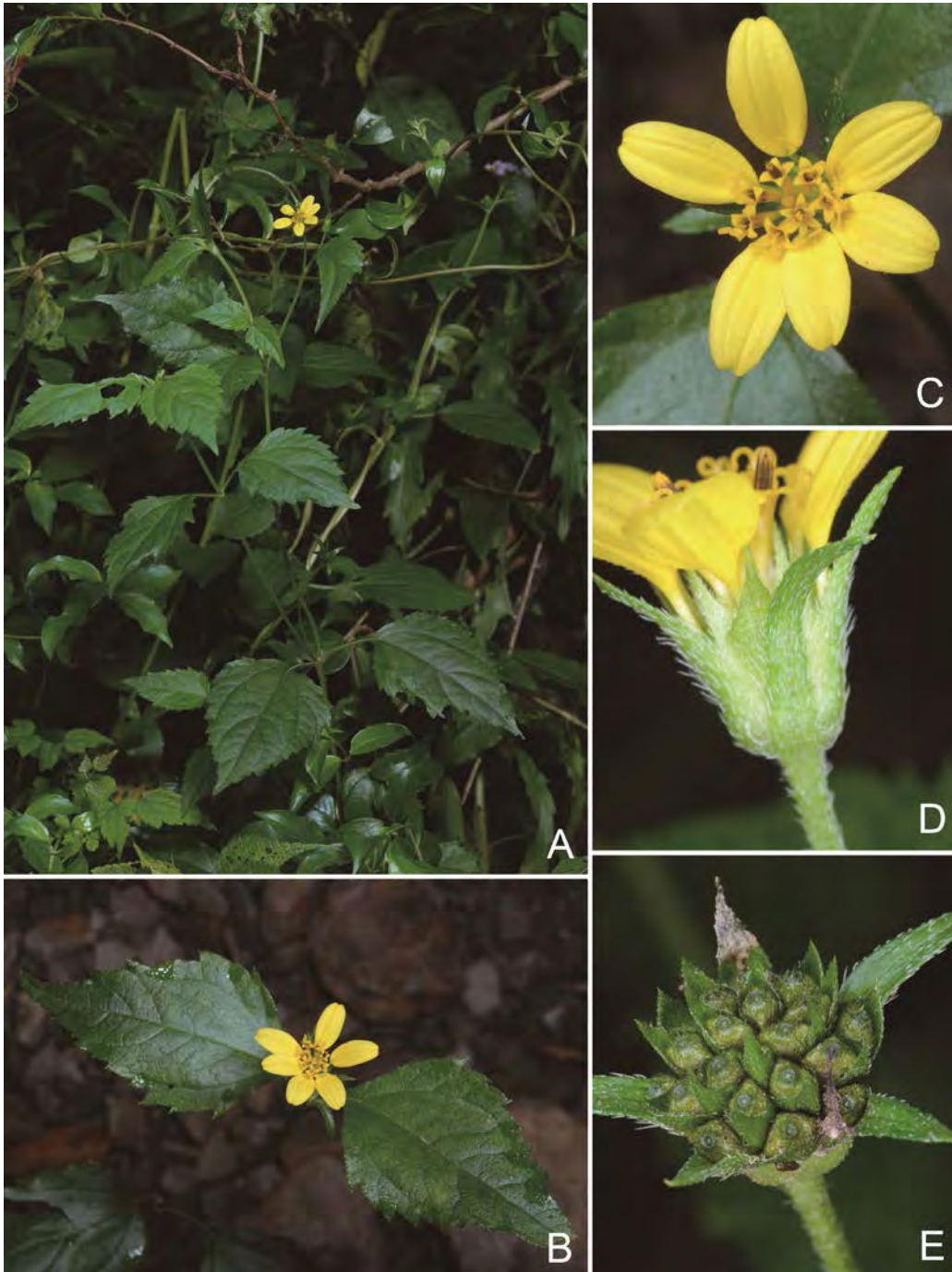


圖 2. 山蟛蜞菊 A.植株；B.花枝；C.頭狀花序；D.頭狀花序側面；E.果序。

Fig. 2. *Wollastonia montana* (Blume) DC. A. habit ; B. flowering branch ; C. head ; D. head, lateral view ; E. Infructescence.

Spiranthes hongkongensis (Orchidaceae): Newly recorded from Taiwan

香港綬草(蘭科)：台灣新紀錄種

Tian-Chuan Hsu¹ and Shih-Wen Chung^{2*}

許天銓¹ 鍾詩文^{2*}

¹Institute of Molecular and Cellular Biology, National TsingHua University, Kuang-Fu Rd., Hsinchu 30013, Taiwan.

²Botanic Garden Division, Taiwan Forest Research Institute, No. 53, Nanhai Rd., Taipei 10066, Taiwan

¹國立清華大學 30013 新竹市光復路二段 101 號

²行政院農委會林業試驗所 10066 台北市南海路 53 號

*Corresponding author: biflora@gmail.com

*通訊作者：biflora@gmail.com

Abstract

Spiranthes hongkongensis (Orchidaceae), previously thought as an endemic species of Hong Kong, is newly recorded in northern Taiwan. This species is closely related to *S. sinensis* but is distinguishable by having glandular pubescent rachis, floral bracts, ovary and sepals, whitish flowers, and distinctly 3-lobed stigma.

摘要

本文報導香港綬草 *Spiranthes hongkongensis* 新紀錄於台灣北部。香港綬草原被認為是香港特有種，其形態與綬草 *S. sinensis* 十分接近，但藉由花序軸、花苞片、子房及花萼均被腺毛，花白色，柱頭明顯三裂等特徵可明確區辨。

Key words: Orchidaceae, *Spiranthes hongkongensis*, Taiwan, Taxonomy.

關鍵詞：蘭科、香港綬草、台灣、分類學

Received: April 21, 2014

Accepted: September 30, 2014

收件日期：2014 年 04 月 21 日

接受日期：2014 年 09 月 30 日

Introduction

Spiranthes (Orchidaceae: Cranichideae, Orchidoideae) contains ca. 50 species predominately occurring in North America and also widely distributed in Central and South America, Eurasia and Australia (Pridgeon *et al.* 2003; Chen *et al.* 2009). They are all terrestrial orchids with basal rosettes, erect racemes and spirally arranged small flowers. In Taiwan, two species have been recognized, including *S. sinensis* (Pers.) Ames and a recently described new species *S. nivea* T. P. Lin & W. M. Lin (Leou 2000; Chen *et al.* 2009; Lin and Lin 2011). In this paper, *S. hongkongensis* S. Y. Hu & Barretto, previously thought as endemic to Hong Kong (Chen *et al.* 2009; Barretto *et al.* 2011), is reported as a newly recorded species in Taiwan. Morphological description, color photos and a key to the congeneric species in Taiwan are presented to aid identification.

Key to the *Spiranthes* species in Taiwan

1. Lip ovate when flattened, disc glabrescent.....
.....*S. nivea*

1. Lip broad oblong when flattened; disc distinctly papillate 2
2. Rachis, floral bracts, ovary and sepals glabrous; sepals pink or purplish red, rarely white; stigma discoid, not distinctly lobed.....*S. sinensis*
2. Rachis, floral bracts, ovary and sepals glandular pubescent; sepals white; stigma shield-shaped, distinctly 3-lobed.....*S. hongkongensis*

Taxonomic Treatment

Spiranthes hongkongensis S. Y. Hu & Barretto, *Chung Chi Journal* 13(2): 2. 1976; Chen *et al.*, *Fl. China* 25: 84. 2009. 香港綬草 **Fig. 1**.
TYPE: Hong Kong, Taipo, Garden of G. Barretto, 4 Apr 1975, *S. Y. Hu* 13658 (holotype: K; isotypes: A photo!, CUH).

Terrestrial herbs 10-44 cm tall, acaulescent. Roots fasciculate, fusiform, fleshy, 1.5-3.5 mm in diam. Leaves basal, 2-6, erect and spreading, linear to oblanceolate, 3-12 × 0.5-1 cm, apex acute. Inflorescence terminal, erect, 9-42 cm, becoming moderately to densely glandular pubescent distally; sterile bracts 3-5, glabrous; rachis 3-13 cm, with many spirally arranged flowers; floral bracts lanceolate, 5-6 mm,

sparsely glandular pubescent. Flowers whitish; ovary green, 4-6 mm, glandular pubescent. Dorsal sepal forming a hood with petals, oblong, ca. 3.5-4 × ca. 1.5 mm, outer surface sparsely glandular pubescent, apex obtuse; lateral sepals oblong-lanceolate, slightly oblique, 3.5-4 × ca. 1.5 mm, outer surface sparsely glandular pubescent, apex obtuse. Petals sometimes tinged

with pale pink, oblong, 3.5-4 × ca. 1.3 mm, apex obtuse; lip broadly oblong, 4-5 × 2-2.5 mm, basal portion with 2 transparent, spherical calli, lateral margins erect and crisped, apex truncate-obtuse and recurved; disk papillate. Column erect, ca. 1.5 mm; anther ovoid, ca. 1 mm; rostellum lanceolate-triangular; stigma shield-shaped, distinctly 3-lobed.

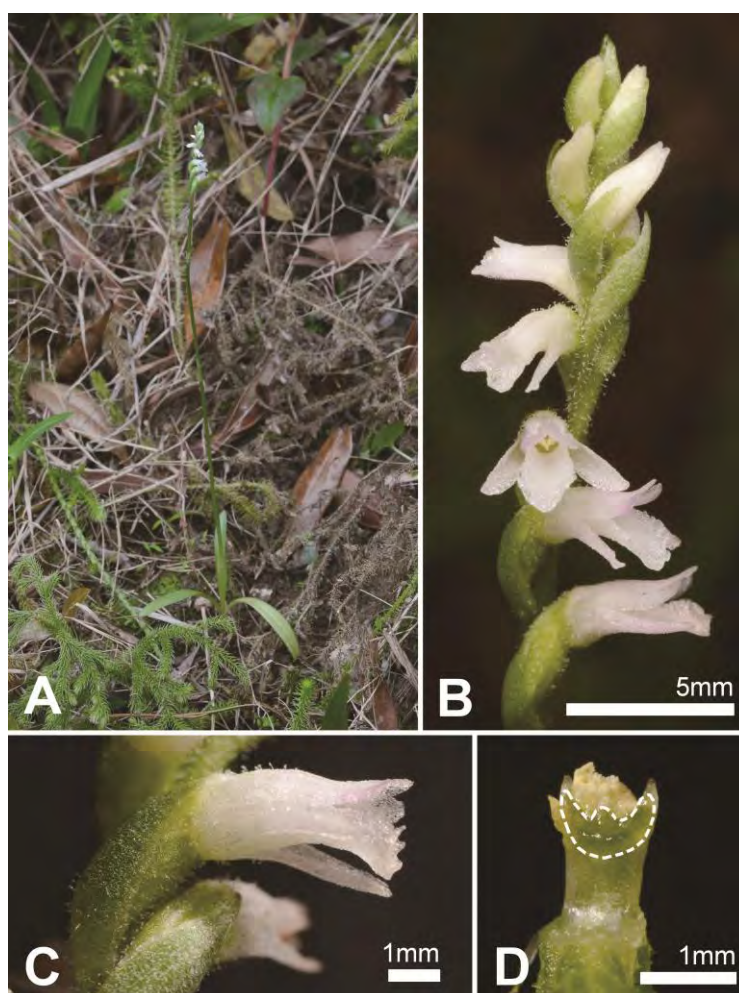


Fig. 1. *Spiranthes hongkongensis* S. Y. Hu & Barretto (T. C. Hsu 7079). A: Habitat and habit. B: Inflorescence and flowers. Note the glandular pubescent rachis. C: Flower, side view. Note the glandular pubescent bracts, ovary and sepals. D: Column, bottom view. Note the distinct three-lobed stigma (circled by white dotted line). Photographed by T. C. Hsu from Hsu 7079.

Distribution: China (Hong Kong) and Taiwan (New Taipei City).

Habitat: Moist grassy slopes on hillsides, semi-shaded, accompanied with *Lycopodium cernuum* L., *Miscanthus* sp., *Gahnia tristis* Nees, *Viola* sp., *Juncus leschenaultii* J. Gay ex Laharpe, *Eriocaulon truncatum* Buch.-Ham. ex Mart. and *E. sexangulare* L.

Phenology: Based on observations during 2009-2014, the wild population of *Spiranthes hongkongensis* in Taiwan flowers from April to May and fruits from May to June.

Specimens examined in Taiwan: New Taipei City (新北市), Xichi Dist. (汐止區), Chepingliao (車坪寮), 300-400 m elev., 20 Apr 2014, T. C. Hsu 7079 (TAIF).

Note: *Spiranthes hongkongensis* shows significant morphological resemblance to the widespread and common *S. sinensis* but is readily distinguishable by having glandular pubescent rachis, floral bracts, ovary and sepals, whitish flowers, and distinctly 3-lobed stigma (Hu and Barretto 1976; Chen *et al.* 2009; Barretto *et al.* 2011). The wild population in Taiwan has been observed by the first authors since 2009, but its identity was not confirmed until 2014 when flowering specimens were collected and carefully dissected. Sun (1996) demonstrated that this species is an allopolyploid probably derived from natural hybridization between *S. sinensis* and *S. spiralis* (L.) Chevall. However,

since *S. spiralis* is so far not reported in the range where *S. hongkongensis* grows (Chen *et al.* 2009), further study is still necessary to ascertain the origin and speciation history of *S. hongkongensis*.

Literature cited

- Barretto, G., P. J. Cribb and S. W. Gale. 2011. The Wild Orchids of Hong Kong. Natural History Publications (Borneo), Malaysia.
- Chen X., S. W. Gale and P. J. Cribb. 2009. *Spiranthes*. In: Wu, Z., P. H. Raven and D. Hong (eds.), Flora of China. 25: 84-86. Science Press, Beijing, and Missouri Botanical Garden Press, St Louis.
- Hu, S. Y. and G. Barretto. 1976. New Species and Varieties of Orchidaceae from Hong Kong. Chung Chi Journal 13(2): 1-34.
- Leou, C. S. 2000. *Spiranthes*. In: Huang, T. C. *et al.* (eds.), Flora of Taiwan, 2nd ed. 5: 1034. Editorial Committee of the Flora of Taiwan, Taipei.
- Lin, T. P. and W. M. Lin. 2011. Newly Discovered Native Orchids of Taiwan (IV). Taiwania 56(4): 315-322.
- Pridgeon, A. M., P. J. Cribb, M. W. Chase and F. N. Rasmussen. 2003. Genera *Orchidacearum* Vol. 3: Orchidoideae (Part 2), Vanilloideae. Oxford University Press.
- Sun, M. 1996. The Allopolyploid Origin of *Spiranthes hongkongensis* (Orchidaceae). American journal of botany 83(2): 252-260.

《台灣生物多樣性研究》稿約

壹、一般說明

- 一、《台灣生物多樣性研究》為行政院農業委員會特有生物研究保育中心出版之學術期刊，歡迎國內外學者發表有關生物多樣性或自然保育之學術論文，但以未曾在其他刊物發表之原創研究為限。
- 二、本刊為網路期刊，隨時接受投稿，並於每年 1 月、4 月、7 月及 10 月在中心網站 (http://tesri.tesri.gov.tw/list_protect.php)刊登發行。
- 三、撰稿中、英文均可，來稿以完整 WORD 格式文稿電子檔傳送至「台灣生物多樣性研究」期刊編輯委員會電子信箱(email: tjbd@tesri.gov.tw)。
- 四、經本刊接受刊登之稿件，投稿著作所有列名作者皆同意授權本刊單位以非專屬授權之方式再授權，並得為重製、公開傳輸、授權用戶下載、列印等行為。為符合資料庫之需求，並得進行格式之變更。
- 五、稿件無稿酬，但經刊登之文稿將提供 Pdf 檔給作者，不另贈送抽印本。
- 六、來稿由本刊送請相關學者專家審查、簽註意見或修改，如需修改者再送請作者自行補充修正，作者應於收稿 2 週內完成修正，如於收稿 2 個月後仍未將修正稿件寄回者，視同放棄投稿。稿件付印前作者應負責校對。
- 七、通訊作者需在期刊出版前簽署文稿版權轉移同意書給期刊編輯室。

貳、文稿章節順序

依照 1.題目，2.作者姓名、服務單位、地址，3.通訊作者之 e-mail，4.摘要，5.關鍵詞，6.緒言，7.材料與方法，8.結果與討論(可分列)，9.結論(可省略)，10.謝誌(可省略)，11.引用文獻等順序撰寫；其中 1 至 5 項請中英文並列，本文為中文撰寫者，依先中文後英文順序；本文為英文撰寫者，則先英文後中文。

文章若屬於研究短報(Note)者可不分章節。

另附標題頁(cover page)，註明簡題(short running title)及作者或聯絡人之姓名、電話、傳真、住址、e-mail 位址。

參、文稿結構

- 一、題目以 30 字為限。
- 二、作者中英文姓名之右上角以縮小數字標示服務單位註記。作者的英文姓名需列全名，名在前姓在後；複姓複名者，二字間用“-”相連；作者若為兩人，姓名間以“and”連接；若為三人或以上，除最後一人與其前一人間以“and”連接外，其餘之間以半形逗號連接。
- 三、中英文摘要以 500 字為限，摘要內容應以結果及結論為主，目的及方法可簡潔敘述或省略。避免使用條列式的摘要。
- 四、中英文關鍵詞以 5 個為限。

肆、文稿書寫應注意事項

- 一、文稿須以 Microsoft Word 可讀取之軟體編輯，以 A4 (30cm×21cm)白紙單面雙空行(double spaces)列印，文稿之天、地、左、右須留白 3 公分，於每頁正下方註記頁碼。
- 二、本文敘述，應用數字編號時，其層次：
中文用：一、(一)、1、(1)、①....
英文用：I、(I)、1、(1)、A、a、(a)....
- 三、中英文單位請用公制之符號，例如：kg、mg、ml、ppm、pH、cm 等，數值請以阿拉伯數字表示之，年代一律採用西元。
- 四、插圖請用白紙(或繪圖紙)以黑墨水精繪，亦可採電腦製圖，惟須以雷射印表機列印；照片限原始攝影採光面相紙沖印者，幻燈片限用原片；未按規定之插圖致圖片模糊無法製版者不予受理。
- 五、圖片之標題在下方，表格標題在上方，標題需中英文並列，圖的說明應中英文對照另頁繕打，不可附在繪圖及相片上面。本文中圖表順序以圖 1，圖 2，表 1，表 2...，Fig. 1, Fig. 2, Table 1, Table 2, ...等表示。
- 六、圖表內容請用英文，表格不加縱線。圖、表均以 A4 大小列印，定稿後圖、表請送原稿。
- 七、引用文獻以確經引用者為限，文中提到之文獻，請列出姓氏、年代。
- 八、引用文獻書寫方式：先列中、日、韓文，次列西文，其書寫方法按作者、年份、題目、發表刊物名稱(全名，不採用縮寫)、卷期及頁號順序。

例：1.中、日文期刊：柳樁、徐國士。1971。台灣稀有及有絕滅危機之動植物種類。中華林學季刊 4(4): 89-96。

2.中、日文書籍：徐國士。1980。台灣稀有及有絕滅危機之植物。台灣省教育廳。

3.中、日文彙編書籍：徐國士。1987。台灣的稀有植物。周昌弘、彭鏡毅、趙淑妙撰(編)。台灣植物資源與保育 139-157 頁。中華民國自然生態保育協會。

4.英文期刊：Clough, B. 1998. Mangrove forest productivity and biomass accumulation in Hinchinbrook Channel, Australia. *Mangroves and Salt Marshes* 2: 191-198.

5.英文期刊：Pimm, S. L. and J. L. Gittleman. 1992. Biodiversity : Where is it ? *Science* 255: 940.

6.英文期刊：Baker, C. S., F. Cipriano and S. R. Palumbi. 1996. Molecular genetic identification for whale and dolphin products from commercial markets in Korea and Japan. *Molecular Ecology* 5: 671-685.

7.英文書籍：Soule, M. E. and B. A. Wilco. 1980. *Conservation biology: An evolutionary-ecological, approach*. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts.

8.英文彙編書籍：Jinchu, H. and W. Fuwen. 1990. Development and progress of breeding and rearing giant pandas in captivity within China. pp. 322-325. *In*: H. Jinchu (ed.). *Research and progress in biology of the giant panda*. Sichuan Publishing House of Science and Technology, Sichuan, People's Republic of China.

Notice to Contributors

I. General Guides:

1. The Taiwan Journal of Biodiversity is an online journal (January, April, July and October, http://tesri.tesri.gov.tw/list_protect.php) by the Endemic Species Research Institute, Council of Agriculture. The journal is an academic publication that welcomes the submission of manuscripts of various biological disciplines in the field of biodiversity. The manuscripts are limited to original work previously unpublished in any other journal.
2. The journal accepts manuscripts written in either Chinese or English. Submit manuscript by online in WORD format to the e-mail address: tjbd@tesri.gov.tw.
3. Manuscript submitted will be sent to at least two referees in the field of its specialty for peer review and comments. Revised manuscript will be reexamined by the Editorial Board. Author(s) are responsible for proof correction of the printer's copy to ensure accuracy.
4. Corresponding author is required to sign a Copyright Transfer Agreement for the paper accepted for publication to the journal publisher, the Endemic Species Research Institute.

II. Manuscript Preparation:

1. Manuscript should be written in a sequence of 1) Title, 2) Authors' full name 3) Author(s) affiliations(s) and address(es), 4) Abstract, 5) Key words, 6) Introduction, 7) Materials and methods, 8) Results, 9) Discussion, 10) Conclusions, 11) Acknowledgements, 12) Literature Cited. Of them 1 to 5 should be written in dual languages, Chinese and English.
2. Cover page should contain title of manuscript, author name(s), author's (s') affiliation(s), corresponding author's name, telephone number, fax number and e-mail address, and a short running title.
3. Title should be less than 30 words. Capitalize the first letter of each word except articles, conjunctions and prepositions.
4. Author's name should be first name first followed by surname. For multiple authors, use comma to separate the names but the last two names by "and".
5. Running title should be less than 50 letters including spaces.
6. Abstract must be a single paragraph not exceeding 500 words.
7. Key words should be no more than 5 words.

III. Manuscript Format:

1. Manuscript must be typed using standard software (Microsoft Word) with top, bottom, left and right. Mark page numbers on the bottom.
2. Manuscript should be typed in a uniform character size. There is no need to differentiate paragraph, title, subtitle or contents by using large or small characters.

3. Measurements should use International System of Units (kg, mg, km, m, cm.... etc.). All numerals or quantities should be expressed in Arabic numbers. Years in the text should use A.D. universally.
4. Figures and tables in the text should be sequenced by Arabic numbers (e.g. Fig.1 and Table 1). Both graphs and photos use same "Fig." designation.
5. Common name of an animal or plant that appears in title and first appears in abstract and text should be accompanied with scientific name. All scientific names in manuscript should be italic.
6. When citing a reference in text, use surname and year, e.g. (Clough 1998) for single author, use "and" to link authors, e.g. (Pimm and Gittleman 1992) for double authors, and use "*et al.*" e.g. (Baker *et al.* 1996) for multiple authors. When citing multiple references, separate them with semi-colons in a chronological order.
7. Using the following system for arranging references in literature cited.

For journals:

Clough, B. 1998. Mangrove forest productivity and biomass accumulation in Hinchinbrook Channel, Australia. *Mangroves and Salt Marshes* 2: 191-198.

Pimm, S. L. and J. L. Gittleman. 1992. Biodiversity: Where is it? *Science* 255: 910-940.

Baker, C. S., F. Cipriano and S. R. Palumbi. 1996. Molecular genetic identification of whale and dolphin products from commercial markets in Korea and Japan. *Molecular Ecology* 5: 671-685.

For books and symposiums:

Soule, M. E. and B. A. Wilco. 1980. *Conservation biology: An evolutionary-ecological approach*. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts.

Jinchu, H. and W. Fuwen. 1990. Development and progress of breeding and rearing giant pandas in captivity within China. pp. 322-325. *In*: H. Jinchu (ed). *Research and progress in biology of the giant panda*. Sichuan Publishing House of Science and Technology, Sichuan, China.

8. Table should be typed on a separate sheet and be headed by a title of dual languages (Chinese and English). It consists of only horizontal lines and typed with English terms (if possible) and Arabic numerals. If foot notes are required, mark with superscripts ¹, ², *, #, etc.
9. Figure should be drawn with black ink on a separate white tracing paper with a figure legend of the dual languages below. Computer graph made from laser printer is acceptable.
10. Photograph should be a glossy black and white shot with sufficient resolution to be clearly legible after reduction. When multiple photos are employed, the author should arrange them in plates. Micrographs should include bars indicating scales of magnification. Photos should be pasted on white A4 paper loosely with the figure legend below.