

# 土壤肥料研究成果研討會

## 論文集

主編—許正一、賴鴻裕、簡士濠

主辦單位—中華土壤肥料學會

協辦單位—國立臺灣大學農業化學系

    國立中興大學土壤環境科學系

    國立屏東科技大學水土保持系

補助單位—行政院農業委員會農糧署

編印—中華土壤肥料學會

中華民國一〇六年十二月一日

## 議程

時 間	議程/內容	單位/講師	主持人
08:00~09:00	報到、繳費、領取會議資料及理監事選票		秘書處
09:00~09:10	開幕式、主席致詞	中華土壤肥料學會	許正一 理事長
09:10~09:40	不同有機質肥料的長期施用 對土壤品質影響之省思	國立中興大學 陳仁炫 名譽教授 (蕭乃瑜 代講)	簡士濠 教授
09:40~10:10	果園草生栽培對土壤性質的影響	高雄區農業改良場 林永鴻 研究員	
10:10~10:30	休 息		
10:30~11:00	土壤改良管理的共效益與永續發展	中央研究院 李家興 博士	賴鴻裕 教授
11:00~11:30	原鄉部落 x 作物合理化施肥	花蓮區農業改良場 徐仲禹 研究員	
11:30~11:40	休 息		
11:40~12:10	106 年度會員大會：1.大會開始 2.主席報告 3.常務監事報告 4.會務報告 5.頒獎 6.提案討論 7.臨時動議 8.禮成 9.理監事 投票截止(11:40)並開票。		中華土壤肥料學會 許正一 理事長
12:10~13:40	午餐、壁報論文展示討論、公布理監事投票結果		中華土壤肥料學會
13:40~14:10	Spatial Variations of Soil Organic Carbon Stocks and the Related Environmental Factors in Volcanic Ash Soils in Northern Taiwan	國立臺灣大學 陳尊賢 名譽教授	蔡呈奇 教授
14:10~14:40	遙感探測技術在土壤科學之應用	國立中興大學 申 雍 教授	
14:40~15:00	休 息		
15:00~15:30	臺灣南部平地森林土壤呼吸動態	臺大實驗林 江博能 研究員	李家興 博士
15:30~16:00	人工濕地於水生生物超載衝擊下 的可持續性評估	義守大學 廖健森 教授	
16:00~17:00	綜合討論、閉幕式、壁報論文頒獎	中華土壤肥料學會	許正一 理事長

## 目錄

	頁碼
不同有機質肥料的長期施用對土壤品質影響之省思 <u>陳仁炫、蕭乃瑜</u>	1
果園草生栽培對土壤性質的影響 <u>林永鴻、曾孔秀</u>	15
土壤改良管理的共效益與永續發展 <u>李家興</u>	31
原鄉部落 x 作物合理化施肥 <u>徐仲禹、林泰佑、倪禮豐、許宏昌、蔡思聖、李光中、范美玲</u>	41
<b>Spatial Variations of Soil Organic Carbon Stocks and the Related Environmental Factors in Volcanic Ash Soils in Northern Taiwan</b> <u>崔君至、劉曉南、蔡呈奇、陳尊賢</u>	47
遙感探測技術在土壤科學之應用 <u>王依蘋、申雍</u>	57
臺灣南部平地森林土壤呼吸動態 <u>江博能</u>	63
人工濕地於水生生物超載衝擊下的可持續性評估 <u>廖健森</u>	71

## 不同有機質肥料的長期施用對土壤品質影響之省思

陳仁炫\* 蕭乃瑜

國立中興大學土壤環境科學系名譽教授、碩士(百大青農)

Jhchen1@dragon.nchu.edu.tw

### 摘要

土壤品質的良窳攸關環境品質的好壞，進而影響農業的用續發展。本研究於農業試驗所之 35 號試驗田，評估七種處理〔無施肥處理 (N.F.)、傳統化學肥料處理 (C.F.)、堆肥處理 (S.C.)、堆肥 + 1/3 N 處理 (S.C. + 1/3 N)、堆肥 + 2/3 N 處理 (S.C. + 2/3 N)、綠肥 + 1/3 N 處理 (G.M. + 1/3 N) 和泥炭 + 1/3 N 處理 (Peat + 1/3 N)〕之 20 年長期施用對土壤品質之影響。分別採取水稻和玉米採收後的各處理土壤，測定十九項土壤性質指標的改變，並以二種方法 (SQIMDS 及 SQI total) 進行土壤指標分析，以評估各處理對土壤品質的影響優劣。結果顯示，有機質肥料的施用對土壤性質的增進效應較施用化學肥力者佳，惟影響程度會因有機質肥料的成分特性而異。結果顯示，經二十年長期施用有機質肥料可以增進土壤品質及產量，以施用豬糞堆肥 (S.C.) 及泥炭 (Peat) 處理者最佳，若考量產量，施用禽畜糞堆肥的效果仍較施用泥炭但綠肥者佳。

關鍵字：土壤品質、土壤品質指數、有機質肥料、長期試驗。

### 前言

有機質肥料的使用，農業廢棄物再利用，已知為提高土壤生產力和維護土壤永續利用的重要策略。長達數十年的實驗結果顯示，集約化農業生產系統會造成土壤衰竭及生產率逐漸下降 (Manna et al., 2005)，所以使用有機質肥料和作物殘體來維持土壤品質的效益越來越受到重視(Chander et al., 1997)。

有機資材的種類甚多元且特性互異，施至土壤後的貢獻程度不同，且影響效應會隨時間增長而越顯著。Andrew 和 Carroll (2001) 提出農業永續與否受環境品質、社會生存能力及經濟永續性所左右，而環境品質則由土壤、空氣和水品質則所建構，且土壤品質由土壤物理、化學和生物性所決定。1995 年美國土壤科學學會定義土壤品質為：在自然或管理的生態範圍內，針對特定土壤能維持動、植物生長，維護或提升水及空氣品質，並保障人類健康及生活棲息地之能力 (Soil Science Society of America, 1995)。土壤性質包括為土壤物理，化學和生物性質，各性質之間存在著微妙的平衡。土壤品質評估需要有需藉由組合多個土壤性質為土壤品質指標，再整合指標為土壤品質指數，可更準確地呈現土壤品質量的狀況，且可用於評估土壤和作物管理制度之永續性 (Hussain et al., 1999)。在台灣，有系統的長期試驗研究甚少，本研究的目的在於評估及比較不同分解速率之有機質肥料及化學肥料二十年長期施用後對土壤性質和土壤品質之影響。

## 材料與方法

### 一、田間試驗之設計處理

(一) 試驗地：設於行政院農業委員會農業試驗所之 35 號農田（砂頁岩非石灰性新沖積土，七塊厝系，TCt）。田間長期試驗從 1995 年 8 月開始種植台農一號秋作飼料玉米 (*Zea Mays L.*)，再種植台農六十七號春作水稻 (*Oryza sativa L.*)

#### (二) 施肥量

依照作物施肥手冊（中華肥料協會，2005）之肥料推薦量。水稻每年 N、P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> 及 K<sub>2</sub>O 的施用量分別為 120、60 及 60 kg ha<sup>-1</sup>；飼料玉米則分別為 140、80 及 80 kg ha<sup>-1</sup>。種植玉米時以尿素為氮肥，種植水稻時以硫酸銨為氮肥，磷肥與鉀肥則都為過磷酸鈣和氯化鉀。

#### (三) 田間試驗設計

共七種處理，每種處理四重複，採逢機完全區集設計（Randomized Complete Block Design, RCBD），處理如下：

1. 無施肥處理 (N.F.)：自然地力區，不施任何肥料。
2. 化學肥料 (C.F.)：如上述（四）的施肥量。
3. 堆肥 (S.C.): 施入相當於化學氮肥量的豬糞堆肥(有機質材的性質見表 2 及表 3)。
4. 堆肥 + 1/3N (S.C. + 1/3N)：施入相當於化學氮量的豬糞堆肥，另加 1/3 的化學氮肥量。
5. 堆肥 + 2/3N (S.C. + 2/3N)：施入相當於化學氮量的豬糞堆肥，另加 2/3 的化學氮肥量。
6. 綠肥 + 1/3N (G.M. + 1/3N)：施入相當於化學氮量的綠肥，另加 1/3 的化學氮肥量。
7. 泥炭 + 1/3N (Peat + 1/3N))：施入相當於化學氮量的泥炭，另加 1/3 的化學氮肥量。

上述 3–7 項處理的磷肥和鉀肥皆與傳統化學肥料區的施用量相同

### 二、試驗步驟

本研究於 2015 年春作水稻收穫後和年秋作玉米收穫後，分別採取各處理區之表土(0-15cm)土樣經風乾、磨碎及過篩(< 2 mm)，嗣測定各處理區的土壤品質指標，包括(1) 土壤物理性質：總體密度和 -33 kPa 水分潛勢之含水量(2) 土壤化學性質：交換性鉀、有機碳含量、Bray-1 磷、交換性鈣、交換性鎂及其比例、無機態氮和全氮含量、陽離子交換容量 (CEC)、電導度 (EC)、pH 值、0.1N HCl 萃取銅及 0.1N HCl 萃取鋅。(3). 土壤生物性質：土壤呼吸速率、土壤微生物生質氮、土壤微生物生質炭和脫氫酵素活性。

### (1) 探討各土壤品質指標之變化

分別針對兩個採樣期之各處理的上述指標測定值，嗣進行變異數分析（One-Way Analysis of Variance；ANOVA），在 95%的信心水準之下，探討各處理經二十年長期試驗後對個別土壤品質指標的影響。

### (2) 土壤品質評估

採用 Andrews 等人（2002）建立評估 SQI（Soil quality index）的架構建立兩個採樣期各處理的 SQI。

依本試驗之測值進行主成分分析（PCA），求得最小資料組（MDS），再估算 SQI。使用 Spss 軟件包（IBM SPSS Statistics 22）對本次試驗各處理之測值進行多變數變方分析（Multivariate analysis of variance；MANOVA），確定處理間是否存有變異，若有變異，即可進行主成分分析及相關分析，以得最小資料組（MDS）。以 Karlen 等人（1994）所建議的土壤品質指數（SQI）公式 1 計算之，公式中的權重是依據每一主成分所佔總變異的百分比作為各 MDS 的權重（w）（Chaudhury et al., 2005）。

$$\text{SQI} (\text{Karlen et al., 1994}) = q_1 \times w_1 + q_2 \times w_2 + \dots + q_n \times w_n \quad \text{(公式 1)}$$

其中  $q_i$ : 第  $i$  個線性轉換後的最小資料組  $w_i$ : 第  $i$  個最小資料組的權重

**SQI total** 為全部土壤品質指標得分的總平均（Liebig et al., 2001）

$$= (q_1 + q_2 + \dots + q_m) / m \quad \text{(公式 2)}$$

其中  $q_m$ : 第  $m$  個線性轉換後的土壤品質指標

## 結果與討論

### 一、各處理之土壤品質指標的變化

長期施用化學肥料及不同有機質肥料對各土壤品質指標會產生不同的影響，故先針對個別指標因子的變化進行測定，以了解各處理對個別土壤品質指標的影響。本文取數項因子的結果說明之。

#### 1. pH 值

表一顯示各處理區土壤經過二十年水旱輪作後之土壤 pH 測值。兩次採樣中，只施用豬糞堆肥處理（S.C）所測得的 pH 值皆為最高，N.F. 處理次之，且皆顯著高於 G.M. + 1/3N 及 Peat + 1/3N 處理。化肥處理（C.F.）呈現最低 pH 值，Peat + 1/3pH 值則為次低，但兩組處理並無顯著差異。豬糞堆肥（S.C）配合不同化學肥料比例的處理，土壤 pH 值隨著化學氮肥施用量的增加而有逐漸

下降的趨勢。

有機質肥料的添加會影響土壤 pH 值(陳和吳，1998；陳和謝，2003)。表一顯示 S.C. + 1/3N、G.M. + 1/3N 及 Peat + 1/3N 處理中，除 S.C. + 1/3N 處理的 pH 值高於 N.F. 處理外，其餘兩種處理皆顯著低於 N.F. 處理。陳和謝 (2003) 指出禽畜糞堆肥含鹼性陽離子，具有提升強酸性或微酸性土壤 pH 值之效果。Hargrove (1986) 均指出紫雲英綠肥的掩埋會降低土壤的 pH 值。泥炭本身為酸性的有機質材，所以長期施用後，土壤 pH 值會下降而顯著低於 C.F. 處理。

玉米收穫後的土壤 pH 值比水稻收穫後者高。Bartlett (1988) 認為土壤因浸水而處於厭氣還原的狀態，使得土壤中的氧化錳 (Mn oxides) 還原成 Mn<sup>2+</sup> 時會消耗質子而釋出 OH- 【MnO<sub>2</sub> + 2H<sup>+</sup> + 2e<sup>-</sup> → Mn<sup>2+</sup> + 2OH<sup>-</sup>】，致使得土壤的 pH 值升高。當土壤放乾後，土壤氧化反應較還原反應旺盛，硝化作用即是其中一種氧化反應，反應過程中逐漸釋出 H<sup>+</sup>，致使土壤 pH 值下降。S.C. 配施 1/3N 及 2/3N 的處理區之土壤 pH 值相較於 S.C. 處理皆有下降趨勢，因配施之化學氮肥 (尿素或硫酸銨) 施用後在土壤中進行硝化作用而產生較多的 H<sup>+</sup> 有關 (Liebig and Doran, 1999；Gajda et al., 2000)。C.F. 處理之 pH 值為全部處理中最低者，除了上述原因之外，施用的過磷酸鈣和氯化鉀均為產酸肥料，故長期施用後之土壤 pH 值均比 N.F. 及施用供試有機質肥料處理低。至於 N.F. 處理水稻及玉米採收後之土壤 pH 值的變化，可能與每次玉米及水稻採收後均將作物殘株 (除穀粒外) 翻入土壤，而該殘株在經水旱輪作制度後所造成土壤 pH 值的改變有關。

綜合上述現象可知，豬糞堆肥的施用可提昇土壤的 pH 值，而綠肥及泥炭之添加則造成土壤 pH 值之下降。

## 2. 有機質含量

土壤有機質在土壤肥力的維續上甚為重要，且為土壤品質的關鍵指標，具有緩衝環境變動的能力 (D'Hose, et al., 2012)。當土壤中有機質含量增加，將會顯著改善土壤物理、化學及生物性質，所以經常被選為重要的土壤品質指標 (Carter, et al., 1999)。

表一顯示 2015 年水稻及玉米採收後之土壤有機質含量以 Peat + 1/3 N 處理顯著高於其他處理。泥炭有機質含量高，但屬於難分解的有機資材，在土壤中分解緩慢 (Parent and Ilnicki, 2002)。長期施用的過程中，部份有機物質尚未分解時又再施用下一批次的泥炭，日積月累之下，形成土壤有機質含量累積。2015 年水稻收穫後，施用 S.C. 之處理均高於 Green+ 1/3 N、N.F. 和 C.F. 處理，但在統計分析上並無顯著的差異。2015 年玉米收穫後，施用 S.C. 和 G.M. 的處理之土壤有機質含量顯著高於 C.F. 處理。許多研究指出禽畜糞堆肥所含有機質量高，故其之添加可提高土壤有機質的含量(D'Hose, et al., 2012)。林等 (2006) 指出綠肥分解產生之可溶性有機碳的速率，以施用後的前 7 天最快，而在 43 天後，則幾近於零。綠肥為供試有機質肥料中較易分解者，理論上累積之有機質量應低

於長期施用禽畜糞堆肥和泥炭兩處理，惟因本試驗作物採收後，係將殘株埋入土壤中，故除施用泥炭處理外，其他處理的土壤有機質含量並無顯著差異。

### 3. Bray-1 磷含量

磷為植物生長所需之大量要素之一，故磷的有效性對於作物生長影響甚大，而土壤為磷的主要儲存庫及供應庫（謝，2000）。許多研究提出 Bray-1 磷的含量可作為土壤磷有效性的指標（陳和謝，2003；Marinari et al., 2006）。兩作收穫後，各處理間水稻收穫後的 Bray-1 磷含量皆較玉米收穫後來的多，並且各處理間的 Bray-1 磷含量有相同的趨勢。施用化學和有機質肥料的 Bray-1 磷含量皆顯著高於 N.F. 處理（圖 12），其中 S.C. 處理 Bray-1 磷含量最高，而 S.C.、S.C. +1/3N、S.C.+2/3/N 之間則無顯著差異。隨之，Peat + 1/3 N、G.M. + 1/3 N 及 N.F. 處理為次高，此三個處理之間無顯著差異。

Mozaffari 和 Sims (1996) 亦指出當土壤淹水呈厭氣還原狀態時，可增加鐵結合性磷酸鹽 (Fe-P) 的溶解度，提高溶液中磷酸根的濃度，進而增加磷的有效性。因此，兩作收穫後，各處理間水稻收穫後土壤中 Bray-1 磷含量皆較玉米收穫後來的多。本試驗除 N.F. 處理外，其他處理均每作施以相同量的過磷酸鈣。化學磷肥施用於土壤中，會提高其無機磷的濃度 (Agbenin and Goladi, 1997)；有機質肥料施用於土壤中，會釋出有機磷及無機磷。謝 (2002) 亦指出有機物亦可藉由與鈣、鋁或鐵的鉗合磷能力而增加磷的有效性。所以施用化學和有機質肥料的 Bray-1 磷含量皆顯著高於 N.F. 處理。故長期施用化學或有機質肥料均可增加 Bray-1 磷含量，亦即土壤磷有逐漸累積的現象。許多文獻顯示禽畜糞堆肥的連續使用，不僅提供磷予植物吸收，且可增進土壤磷的有效性 (Campbell et al., 1986)，並降低土壤對磷的吸附能力。

豬糞堆肥、綠肥及泥炭，此三種有機資材中亦含磷成分，故其添加後土壤中有效性磷含量應高於 C.F 處理，惟除了施用 S.C. 的三個處理之 Bray-1 磷含量顯著高於 C.F 處理外，其他 Peat + 1/3 N、G.M. + 1/3 N 與 C.F 處理之間並無顯著差異。陳等人 (1994) 的結果亦發現相同趨勢，即牛糞堆肥、豬糞堆肥及稻稈堆肥的施用皆能降低土壤對磷的吸附能力，其中以磷含量較高及碳 / 有機磷比率較低之豬糞堆肥在降低土壤磷吸附量的效應上最為顯著；他們認為有機質肥料中磷含量的多寡，會影響土壤之磷礦化作用，而左右無機磷的礦化量，由於所生成之無機磷會先佔據土壤吸附磷的位置，因此亦會減少後加之磷肥被土壤吸附的機會，進而增加磷的有效性。本試驗添加之三種有機質肥料中以豬糞堆肥的磷含量最高，其次依序為綠肥、泥炭處理，而碳 / 有機磷比率則相反之，以泥炭最高，其次為綠肥，而以豬糞堆肥最低。泥炭的分解速度較慢，甚至會增加土壤對磷的吸附能力（謝，2000）。綠肥則是因其碳 / 有機磷比率較高，磷礦化作用的能力較弱，所以此兩種有機資材的長期施用下，Bray-1 磷含量顯著比施用 S.C. 的處理小。經過二十年之長期試驗後，相對於無施肥處理，化學肥料和有機質肥料的施用均可增加 B-1 磷含量，亦有磷累積的現象。

## (二) 各處理的土壤品質(SQI)

### 1. 2015 年水稻收穫後各處理的 SQI

採樣之各處理土樣經二十項土壤性質之分析後，將所有變項進行多變數變方分析，而多變數變方分析的四種檢定法（Wilks'Lambda, Pillai's Trace, Hotelling-Lawley Trace, Roy's GreatestRoot）皆顯示  $p < 0.05$ ，代表七種處理間皆有顯著差異，故可接著進行下一步的主成分分析。

將二十個變項經過主成分分析後，得到前四個主成分可代表土壤約 92 % 變異的主成分 (eigenvalue > 1)；第一主成分約佔整體的 46 %，可代表處理間土壤的變異遠大於其他主成分，其次是代表約 27 % 土壤變異的第二主成分，而第三主成分及第四主成分分別代表約 10 % 及 9 % 的變異，而代表土壤變異的百分比即為該主成分入選最小資料組變項的權重。在第一主成分中，總體密度、無機態氮、全氮及 Bray-1 P 的特徵向量皆在最高值（交換性陽離子鈣、鎂比）的 10 % 以內，但，總體密度、無機態氮、全氮及 Bray-1 P 分別與交換性陽離子鈣、鎂比有 0.76、0.85、0.71 及 0.96 的顯著相關（表 12），故以交換性陽離子鈣和鎂比入選為 MDS。第二主成分中，有機碳含量、CEC 及交換性陽離子鎂的特徵向量皆在最高值（有機碳含量）的 10 % 以內，但有機碳含量、CEC 及交換性陽離子鎂三者間並有顯著相關（表 12），故只有有機碳含量入選 MDS。第三主成分中，只有 EC 值在最高值的 10 % 內，故值皆入選 MDS。在第四主成分中，亦是僅 pH 值的特徵向量在最高值的 10 % 以內，所以 pH 值入選 MDS。綜合上述分析，MDS 包括交換性陽離子鈣、鎂比、有機質含量、EC 值及 pH 值。由 MDS 和其權重可得到下列 SQI 的公式：

$$\text{SQI} = -33 \text{ PWC} \times 46.2\% + \text{Ex. Ca / Ex. Mg} \times 46.2 \% + \text{O.M.} \times 27.1\% + \text{EC} \times 10 \% + \text{pH} \times 8.6\%$$

其中，-33 PWC : -33 kPa 含水量的線性得分，

Ex. Ca / Ex. Mg : 交換性鈣鎂比的線性得分，O.M. : 有機碳含量的線性得分。

依據得評分標準(略)將各性質進行線性得分轉換。交換性鈣和鎂之比值、EC 值和 pH 的評分方式為「有適合值」的性質，套用 SSF 5 標準評分方式。土壤中的交換性鈣及交換性鎂皆是作物所需的必要元素，但此兩元素會互相影響其有效性 (Reid, 1996)。當交換性鈣和鎂之比值愈接近 6.5 時，則鈣和鎂離子較為平衡，較利於作物吸收，當交換性鈣和鎂之比值為 6.5 時，得分即為 1。pH 介於 6.0-6.5 此區間時營養要素有效性較高且適合大部分作物生長，所以當 pH 介於 6.0-6.5 間，得分則皆為 1。EC 值的最適值則在  $1 \text{ dS m}^{-1}$ ，故以  $1 \text{ dS m}^{-1}$  為 1。

有機碳含量屬於「值愈高愈好」的性質(Glover et al., 2000; Masto et al., 2007)，套用 SSF 標準評分方式。將入選 MDS 各個土壤性質可得到 0-1 的得分，再帶入 SQI 公式，即得到各處理的 SQI。

2015 年水稻收穫後 SQI 值評比依序排列為 Peat + 1/3 N (0.48) 和 S.C. + 2/3 N (0.47) 處理效果最佳，S.C. + 1/3 N (0.44) > S.C. (0.40) > G.M. + 1/3 N (0.24) > C.F. (0.21) > N.F. (0.17) (圖 1)。由此得知，經二十年長期試驗後，化學肥料和綠肥的施用並不會顯著增進水稻採收後的土壤品質，而禽畜糞堆肥和泥炭的施用則有顯著增進土壤品質的效果。禽畜糞堆肥配施化學肥料的處理增進土壤品質的效果更顯著。

## 2. 2015 年玉米收穫後各處理的 SQI

依上述的方式可求得 2015 年玉米收穫後各處理的 SQI 公式

$$\begin{aligned} \text{SQI}_{\text{MSD2}} = & -33 \text{ PWC} \times 43.0 \% + \text{EC} \times 30.3 \% + \text{Cu} \times 30.3 \% + \text{pH} \times 13.7 \% \\ & + \text{KFC} \times 13.7 \% + \text{MBC} \times 7.4 \% \end{aligned}$$

其中，-33 PWC : -33 kPa 含水量的線性得分，

Cu : 0.1N HCl 萃取銅含量的線性得分 ，

KFC : 鉀的固定性能力的線性得分，

MBC : 微生物生質炭的線性得分。

評估結果顯示，以 S.C. (0.76) 處理效果最佳，Peat + 1/3 N (0.73)、S.C. + 1/3 N (0.72) 和 S.C. + 2/3 N (0.70) 處理次之，接著是 G.M. + 1/3 N (0.69) 處理和 C.F. (0.70) 處理，N.F. (0.65) 處理則最差，惟除 S.C. 處理之 SQI 顯著高於無施肥處理外，其他處理間之玉米採收後的土壤品質間並無顯著差異 (圖 2)。

## 3. 2015 年春作水稻及秋作玉米收穫後的 SQI total

將春作水稻及秋作玉米收穫後的 19 種土壤性質進行線性轉換後，使所有數值皆轉變為 0-1 的數值，再計算各處理 19 種土壤性質線性得分之總平均(公式 2)，即可得到 2015 年水稻及玉米收穫後的 SQI total。

水稻收穫後各處理之間的 SQI total 的得分高低，Peat + 1/3 N (0.57)、S.C. + 2/3 N (0.50)、S.C. + 1/3 N (0.50)、S.C. (0.49) 處理的 SQI total 顯著高於 G.M. + 1/3 N (0.44)、C.F. (0.40) 和 N.F. (0.39) 處理 (圖 3)。玉米收穫後各處理之間的 SQI total 的得分高低順序為，Peat + 1/3 N (0.62)、S.C. (0.50)、S.C. + 2/3 N (0.50)、G.M. + 1/3 N (0.48)、S.C. + 1/3 N (0.47)、C.F. (0.43)，而 N.F. (0.41) 處理同 2015 年水稻採收後亦是最低 SQI total 得分。綜觀之，以 SQI total 論之，一般而言，泥炭的施用在增進土壤品質的效果較佳，次為禽畜糞堆肥，綠肥施用的效果再次之，化學肥料處理之效果最差。

### (三) 探討 SQI 與產量之關係

Andrew (1998) 提出農業永續與否受環境品質、社會生存能能力及經濟永續性所左右，所以評估土壤品質的同時也需關注農地生產力。2015 年各處理的水稻及玉米收穫後的 SQI，以施用 S.C. 及 Peat 之處理者的皆是各處理中顯著得分最高者，G.M. + 1/3 N 處理次之，除了 C.F. 處理產量顯著最低外，其餘處理的產量並無顯著差異。圖 4 顯示水稻產量與 SQI 之線性相關，顯示土壤品質指標的高低和產量間並無一致的關係，但僅以 2015 年的結果來下定論，仍有商榷的餘地。

綜合上述結果可以得知，長期施用有機質肥料可以增進土壤品質及產量，以施用豬糞堆肥 (S.C.) 及泥炭 (Peat) 處理者最佳，若考量產量，施用禽畜糞堆肥的效果仍較施用泥炭但綠肥者佳。有機質肥料之挑選是依據土地管理者的目標，若管理者著重在收穫量，施用豬糞堆肥及綠肥相較於泥炭有機資材可以有更高的產量；若管理者希望兼具有良好的生產量並兼具有好的土壤品質時，豬糞堆肥將會是較佳選擇；再若管理者以土壤品質為首要考量時，可長期施用豬糞堆肥及泥炭。

## 伍、結論

二十年長期採行化學肥料或不同分解速率之有機質肥料後得土壤物理、化學和生物性質的改變程度不一。一般而言，三種有機質肥料之長期施用均會增進土壤 CEC、有機質、無機態氮、全氮、Bray-1 磷、交換性鉀、鈣及鎂、土壤呼吸速率、脫氫酵素及微生物生質氮含量，惟增進的效應會因有機質肥料的成分特性及水旱制度而異，並無一定趨勢。化學肥料的長期使用雖亦會增進部分土壤性質，惟土壤 pH 會下降，泥炭長期施用亦會降低土壤 pH。

由於各處理土壤品質指標所呈現的趨勢並不一致，故以單因子的高低來論定土壤品質的良窳，易造成偏頗。本試驗結合 19 項選定之土壤品質指標，進行各處理之土壤品質指數的評比。有機質肥料之挑選是依據土地管理者的目標，若管理者以土壤品質為首要考量時，可長期施用豬糞堆肥及泥炭，若管理者希望有良好的生產量並兼具有優良土壤品質時，豬糞堆肥將會是較佳選擇。

表 1、在 2015 年水稻及玉米收穫後之不同處理土壤的有機質含量、pH 和 Bray-1 磷含量。

Table 1. Values of soil organic matter, pH and Bray-1 P content in different treatments

Organic matter (g kg <sup>-1</sup> )	Rice	22 <sup>c</sup>	20 <sup>c</sup>	25 <sup>bc</sup>	30 <sup>b</sup>	26 <sup>bc</sup>	21 <sup>c</sup>	78 <sup>a</sup>
pH	Rice	5.5 <sup>b</sup>	4.9 <sup>d</sup>	5.8 <sup>a</sup>	5.6 <sup>ab</sup>	5.5 <sup>b</sup>	5.1 <sup>cd</sup>	5.3 <sup>c</sup>
Bray-1 P (mg kg <sup>-1</sup> )	Rice	19 <sup>c</sup>	36 <sup>b</sup>	59 <sup>a</sup>	61 <sup>a</sup>	66 <sup>a</sup>	35 <sup>b</sup>	33 <sup>b</sup>
Corn	20 <sup>cd</sup>	19 <sup>d</sup>	28 <sup>b</sup>	26 <sup>bc</sup>	29 <sup>b</sup>	23 <sup>bcd</sup>	86 <sup>a</sup>	

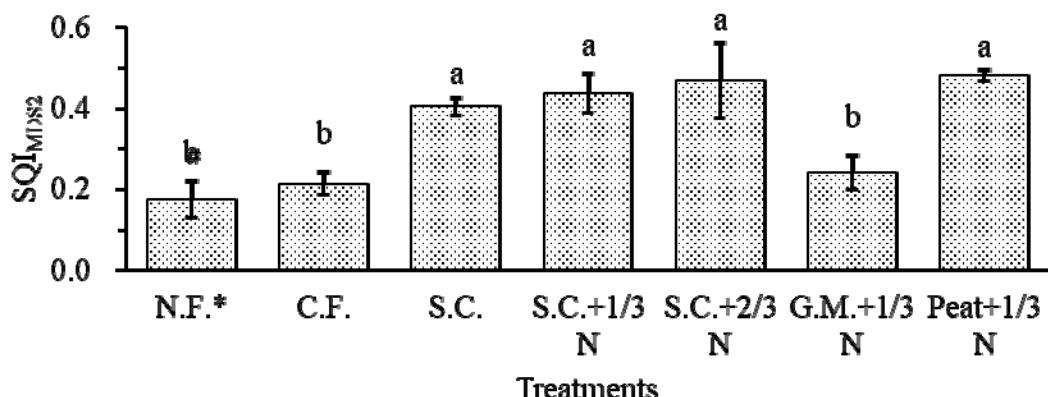


圖 1、2015 年水稻收穫後之各處理的 SQI 得分

Figure 1. SQI scores in each treatment after rice harvest in 2015. (\*N.F. : No fertilizer; C.F. : Chemical fertilizer ; S.C. : Swine manure compost ; G.M. : Green manure; # Bars with the same letter are not significantly different ( p < 0.05 ) according to Turkey's multiple test.)

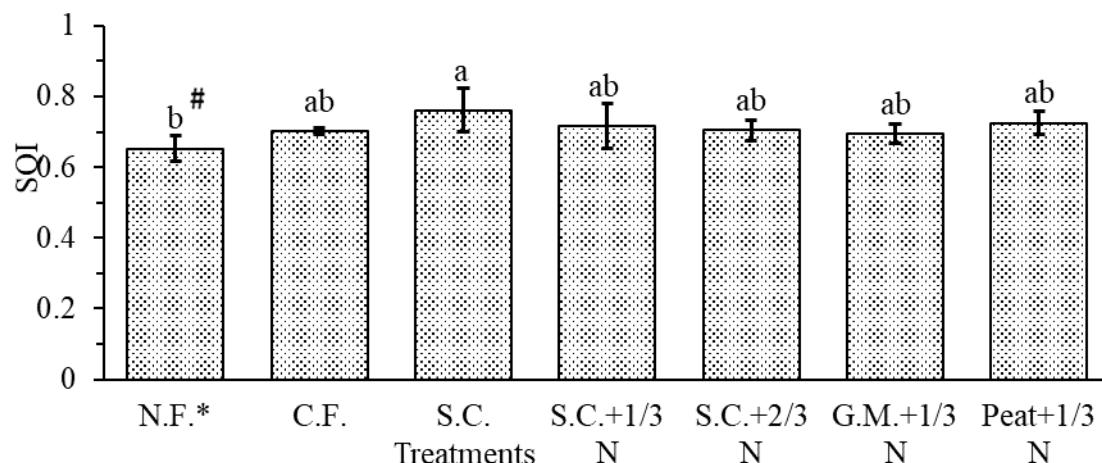


圖 2、2015 年各處理在玉米收穫後之 SQI 得分

Figure 2. SQIMDS2 scores in each treatment after corn harvest in 2015.

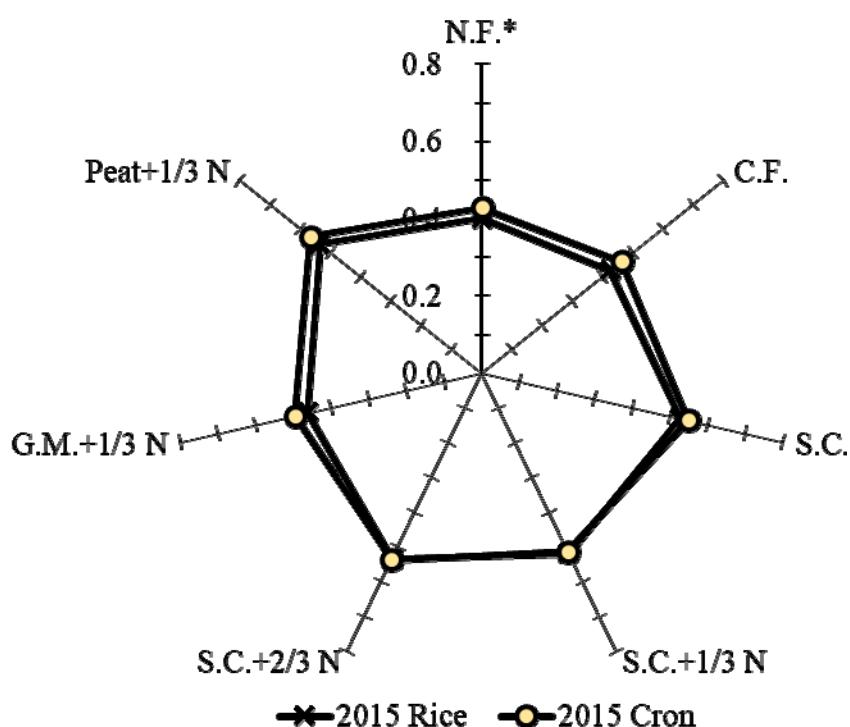


圖 1、2015 年各處理在水稻和玉米收穫後之 SQI total 的雷達圖

Figure 3. The radar of SQI total in each treatments after rice and corn harvest in 2015.

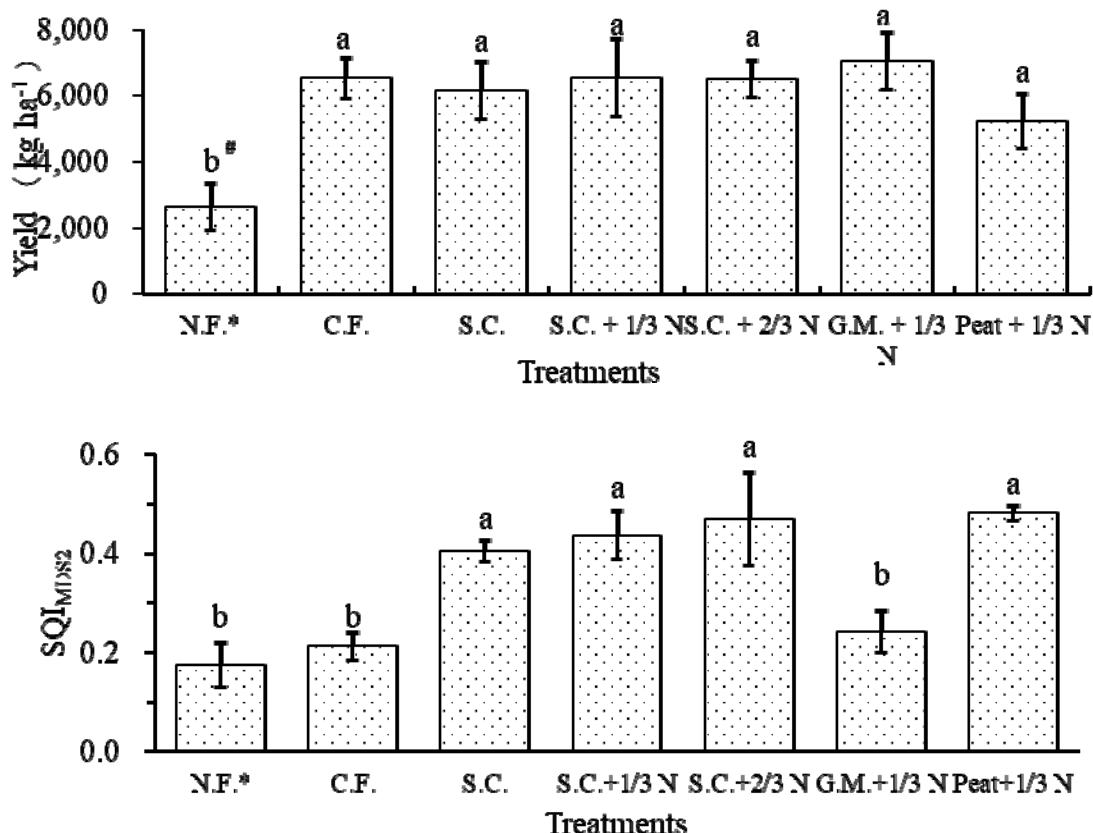


圖 4、2015 年各處理水稻之產量及其收穫後之 SQI

Figure 4. The yield and SQI of each treatments after rice harvest in 2015.

### 參考文獻

陳仁炫、吳振記。1998。增進土壤生產力策略下之磷循環探討。土壤與環境。1：99-114。

陳仁炫、謝國研。2003。不同有機質肥料和水旱輪作制度下土壤中磷和鉀行為之探討。台灣農業化學與食品科學。41：1-19。

謝國妍。2000。不同有機質肥料與水旱輪作制度下之土壤中磷和鉀行為之探討。國立中興大學土壤環境科學系碩士論文。臺中市。

謝淑敏。2002。經五年水旱田輪作系統土壤對不同施肥管理的玉米與水稻生長及養分吸收的影響。國立台灣大學農業化學系碩士論文。臺北市。

Andrews, S.S. and C.R. Carroll. 2001. Designing a soil quality assessment tool for sustainable agroecosystem management. Ecol. Appl. 11: 1573-1585.

Bartlett, R.J. and B. James. 1988. Mobility and bioavailability of chromium in soils. Chromium in the natural and human environments 20: 571.

- Campbell, C.A., M. Schnitzer, J.W.B. Stewart, V.O. Biederbeck and F. Selles. 1986. Effect of manure and p fertilizer on properties of a black chernozem in southern saskatchewan. *Can. J. Soil Sci.* 66: 601-613.
- Carter, M.R., E.G. Gregorich, D.A. Angers, M.H. Beare, G.P. Sparling, D.A. Wardle, et al. 1999. Interpretation of microbial biomass measurements for soil quality assessment in humid temperate regions. *Can. J. Soil Sci.* 79: 507-520.
- Chander, K., S. Goyal, M.C. Mundra and K.K. Kapoor. 1997. Organic matter, microbial biomass and enzyme activity of soils under different crop rotations in the tropics. *Biol. Fertil. Soils* 24: 306-310.
- D'Hose, T., M. Cougnon, A. De Vliegher, E. Van Bockstaele and D. Reheul. 2012. Influence of farm compost on soil quality and crop yields. *Arch. Agron. Soil Sci.* 58: S71-S75.
- D'Hose, T., M. Cougnon, A. De Vliegher, B. Vandecasteele, N. Viaene, W. Cornelis, et al. 2014. The positive relationship between soil quality and crop production: A case study on the effect of farm compost application. *Appl. Soil Ecol.* 75: 189-198.
- Hargrove, W.L. 1986. The solubility of aluminum-organic matter and its implication in plant uptake of aluminum. *Soil Sci.* 142: 179-181.
- Hussain, I., K.R. Olson and S.A. Ebelhar. 1999. Long-term tillage effects on soil chemical properties and organic matter fractions. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 63: 1335-1341.
- Liebig, M.A., G. Varvel and J. Doran. 2001. A simple performance-based index for assessing multiple agroecosystem functions. *Agron. J.* 93: 313-318.
- Manna, M.C., A. Swarup, R.H. Wanjari, H.N. Ravankar, B. Mishra, M.N. Saha, et al. 2005. Long-term effect of fertilizer and manure application on soil organic carbon storage, soil quality and yield sustainability under sub-humid and semi-arid

- tropical India. Field Crops Research 93: 264-280.
- Marinari, S., R. Mancinelli, E. Carniglia and S. Grego. 2006. Chemical and biological indicators of soil quality in organic and conventional farming systems in Central Italy. Ecological Indicators 6: 701-711.
- Reid, W.S. 1996. Influence of lime and calcium:magnesium ratio on alfalfa and birdsfoot trefoil yields. Commun. Soil Sci. Plant Anal. 27: 1885-1900.



## 果園草生栽培對土壤性質的影響

林永鴻<sup>\*</sup> 曾孔秀

行政院農業委員會高雄區農業改良場

### 摘要

果園的草生栽培為果樹健康管理重要的一環，草生栽培對土壤性質的改善應具正面效應，並可營造優良的環境生產健康優質的果樹，高屏地區為臺灣蓮霧的主要產區，本試驗乃選擇具優良性之兩種草類栽植於蓮霧園，並設置對照區(清耕栽培)，評估對土壤性質及果實品質的影響，結果顯示，果園經兩個月後，兩種草生栽培區之土壤性質(土壤總體密度及孔隙度之改善、養分含量等)均優於清耕栽培區，採收期蓮霧平均單果重以紅葉滿天星區表現較佳，果實總可溶性固形物的提升及裂果率的降低則以黃花蜜菜區最低，顯示草生栽培對果實品質的提升具正面功效。經傅立葉轉換紅外線光譜(FTIR)分析顯示，其根尖上均有一些羧基及羥基等官能基的存在，由於羧基及羥基上的H+經解離後可增加帶負電荷的離子，因而可增加營養元素離子與根尖的鍵結機會。圖5顯示，草種根部分泌物不含有含羞草鹼、香豆素等對其他作物有害的成分，因此可推薦於蓮霧園栽種。經不同草種蛋白質分析結果顯示，十字花科草種於高的鎘濃度處理下，導管中的蛋白質的表現應與抗氧化、能量產生與有機酸產生有關，因此促使其能夠去除土壤中的鎘濃度。

**關鍵詞：**果園、草生栽培、土壤性質、果實品質、植生復育

### 前言

果樹的栽培管理，常透過適度的修剪讓樹體具良好的通風及採光效果，而新梢及葉片的形成，則需依賴充分的灌溉及適時施用肥料，這些動作雖然都是優良果園管理的必備條件，卻同時也給了雜草一個適合生長的環境(林，2012)。過去，果園中的雜草往往給人負面的印象，例如與果樹競爭養分及水分、成為病蟲寄主及鼠蛇窩藏場所、管理及耕作不易等缺點(羅等，2002；袁，2004)，因此多數農民對於果園的雜草多積極防除(亦即清耕栽培)，雖然清耕栽培方式具有不需常除草、沒有草類與主作物競爭水分與養分，以及較不會成為病蟲寄主、不易窩藏鼠蛇等優點，著溫度及水分變化大、有機質含量較不易提昇，以及無法美化生態及培養天敵等缺點(袁及蔣，2002)。事實上，果園中的雜草並不是都沒有用處，如果能夠讓果樹與雜草共存共榮，不但可節省很多雜草防除成本，且對環

境的美化及生態的保護也是助益良多。

所謂草生栽培，就是在果園的行株間讓雜生草相生長，或者種植非原生草類、綠肥作物等，並進行適當的管理（蔣，2002）。在乾旱地區或嚴重缺雨的旱季，草類對土壤水分及養分的保存功不可沒，此乃因草類的根群可將水分及養分進行截留（林及洪，2003）。更進一步的研究顯示，果園草生栽培可減少持草劑的用量，改善土壤有積碳(SOC)含量，促進土壤微生物如菌根菌的增殖，並且可抑制土媒病害(Ishii et al., 2007; Wang et al., 2016)。另外，可改善土壤理化性質，因為草類的根系生長過程能突破硬土層，使土壤鬆化，此外，草類每年約有半數以上的根系老化後成為土壤有機質，增加養分含量 (Dabney et al., 1995)。亦有減少土壤的沖刷與侵蝕之功效，夏季雨量往往大且急驟，地表裸露之果園土壤易受沖蝕流失，草生栽培則可減少雨水對土壤的沖蝕（鄭等，1977）。至於調節土壤溫度方面，草生栽培可避免土壤因溫度驟變而傷害果樹根部 (Barnes et al., 1993)。另外，草根死亡後產生之有機質可促進土壤團粒化，進而營造較大孔隙，增加土壤的排水及通氣性（林及洪，2003）因此，在豪雨過後，除了草類本身調節體內機制使蒸散速率加快外，土壤中水分的滲漏速率也會增加，方不致使果樹的根部因長期浸水而衰敗。另外，草生栽培對維持土壤良好的物理性質事實上是有其功效的，因為草類不但可避免降雨直接打擊土壤造成土壤的流失外，其根系生長過程中，更可因整體性突破土層的結果帶來了多量與較大的孔隙，可提昇土壤的排水及通氣性。果園草生栽培後，會有草類與果樹競爭土壤養分的問題，林及洪（2003）曾在蓮霧園以百慕達草進行草生栽培試驗，結果顯示果園平均每株一年為草類爭奪之氮素、磷酐及氧化鉀量分別約 0.4、0.8 及 1.0 公斤，此量是相當可觀的，雖然草類會與果樹爭奪養分，但從另一角度來看，草類卻幫助截留養分，使養分不易流失，例如硝酸態氮、鉀、鈣、鎂等易隨水淋失之元素，同時可將向下淋洗之養分整體往上帶動，回歸土壤表層，增加肥料利用率（林，2012）。林(2013)曾以五種草類在棗園種植，結果顯示對土壤性質及果實品質的提升均有正面效應。

本試驗擬選擇一般土壤性質之蓮霧園，以兩種草類種植於果園，觀察及評估草生栽培對土壤性質改良、果實品質的影響，做為爾後推動蓮霧園草生栽培的參考。

## 材料與方法

### 一、果園草生栽培試驗

#### (一) 試驗材料與試驗方法

試驗地點位於屏東縣長治鄉蓮霧園，經評估，蓮霧與紅葉滿天星 (*Alternanthera philoxeroides* Mart.)、黃花蜜菜 (*Wedelia chinensis* Merr.) 兩種草種間並無交互病蟲害感染之疑慮，且耐鹽性、耐陰性、耐旱性及覆蓋率高，因此設置紅葉滿天星區、黃花蜜菜區，並設置清耕栽培區為對照區。每處理四棵，

每棵為一重覆。植被覆蓋前，發現果園惡性雜草多為禾本科草類，利用 17.5% 伏寄普乳劑經適當稀釋後進行禾本科雜草防治，兩種草種經種植後三個月，已達完整覆蓋率。定期調查土壤酸鹼度、電導度、營養要素含量、總體密度、含水量等性質，結果期則調查果實品質（糖度、果寬、果長、果重）。

## (二) 土壤前處理及分析

土壤樣品取回後，經風乾、研磨，通過 2mm 篩子後裝罐備用。土壤分析方法如下：

- (1)pH 值 (Mclean, 1982): 水土比 1:1，以 pH meter 測定。
- (2)有機質含量 (Nelson and Sommer, 1982): 以 Walkley Black 溼式氧化法測定。
- (3)鈣、鎂及鉀 (Baker and Suhr, 1982): 以 Mehlich's No. 3 法抽取土壤中之鈣、鎂及鉀後以感應耦合電漿儀測定含量。
- (4)磷 (Murphy and Riley, 1962): 鉬藍法(Bray No. 1)測定。
- (5)鐵、錳、銅及鋅 (Baker and Suhr, 1982): 以 0.1N HCl 萃取土壤中微量元素之鐵、錳、銅及鋅後，以感應耦合電漿儀測定含量。
- (6)土壤總體密度及孔隙度: 以土柱進行土壤採樣，採回後稱重，接著將土壤置入 105 °C 烘箱中烘乾 24 小時，利用烘乾前後重量計算總體密度；至於孔隙率 = [1 - (容重 / 比重)] × 100%。
- (7)土壤含水率: 將各處理區土壤取回後，進行稱重，接著將土壤置入烘箱中以 105 °C 進行烘乾 24 小時，然後進行稱重，利用烘乾前後之重量進行水分含量計算。

## (三) 植體營養元素分析

植體以自來水洗淨後，置入烘箱內 (70~75 °C)，2~3 天後磨碎裝瓶備用。植體分析乃先精秤烘乾樣品 0.2 g，以 5 mL 濃硫酸於 400°C 热爐上分解至黑褐色三小時後，以 30% H2O2 脫色至澄清，取出放冷，並過濾稀釋至 50 mL，而後取適量分別依下列方法測定各養分濃度：

1. Kjeldahl 氮：取 5 mL 上述稀釋後之分解液放入蒸餾瓶，加 8mL 飽和 NaOH 液後蒸餾，冷凝管出口下以 20 mL 之 20 g L-1 H3BO3 溶液接取蒸餾冷凝液至約 70 mL，以 0.01N H2SO4 滴定 (Bremner, 1965)。
2. 磷：取稀釋後之粉解液 2 mL 至 50 mL 定量瓶中加約 30 mL 去離子水與其均勻混合，加入 8 mL 單一試劑，再以去離子水稀釋至 50 mL。搖盪均勻後放置 30 分鐘呈色，用分光光度計於波長 882 nm 下測其吸光度後計算磷含量 (Murphy and Riley, 1962)。
3. 鉀：稀釋後之分解液以火燄光度計測定 (Knudsen et al., 1982)。
4. 鈣、鎂、鐵、錳、銅及鋅： 分解液經適當稀釋後，以原子吸收光譜儀測定之 (Lanyon and Heald, 1982; Olsen et al., 1982)。

#### (四)蓮霧果實品質及產量調查

於果實成熟期(預計於102年12月中至下旬)每棵逢機採取40個果實進行果重、果寬、果長調查；每一株之果實並進行裂果率調查；產量調查為每次採收時進行稱重。

### 二、不同草種根部分泌物分析

#### (一)草種根尖近紅外線(FTIR)分析

採用 Silverstein 等 (1981)之方法，取 1 mg 樣品於瑪瑙研鉢中磨細，加入預先在 110°C 下烘乾之溴化鉀 (KBr)200mg，攪拌均勻，置於鑄模 (die) 中，轉動模柱數次，抽氣並加壓 (10,000–15,000 lb/in<sup>2</sup>) 3min，取出含樣品之溴化鉀錠 (KBr pellet)，以 Shimazu(日本)傅立葉轉換紅外線光譜分析儀 (Fourier transform infrared spectrophotometer ; FTIR) 測定波數 4,000 至 400cm<sup>-1</sup> 之透光度。

#### (二)草根分泌物(含羞草鹼、香豆素)的分析

油菜(十字花科代表)根尖分泌物的抽取 (Delhaize, et al., 1993)，將保存的根放入研鉢中，並加入 1 ml 0.6 N HClO<sub>4</sub> 進行研磨，以 15000 G 離心 5 分鐘，取 0.9 mL 上清液加入 80 μL K<sub>2</sub>CO<sub>3</sub> (69 g/100 mL)，以 15000 G 離心 5 分鐘，取上清液加入 0.85 mL 去離子水，待分析根分泌物，根分泌物乃利用標準品製作標準曲線來測定未知濃度的根分泌物。

### 三、十字花科草種(油菜)對不同鎘濃度的吸收機制

除了根部分泌之有機酸外，根部分泌的蛋白質應該也是影響對鎘之吸收機制之一，同試驗一之栽種方式，採取經由 0, 50 及 100 μM CdCl<sub>3</sub> 處理後油菜的根，進行蛋白質分析，分析方法如下：

#### (一)二維電泳 (Two-dimensional electrophoresis)

使用抽出劑(2% Triton, 50 mM Tris, pH 7.4)自油菜根抽取蛋白質，並以三氯醋酸(trichloroacetic acid , TCA)沉澱來獲取，自沉澱樣品中，取 400 μg 蛋白質溶解於標準的 2-DE rehydration buffer (8M urea, 2% CHAPS, 0.5% IPG buffer and 7 mM DTT) 中，每個被製備之 2-DE 樣品首先連結於 isoelectric focusing (IEF)，在 IEF 後，使用 13 cm(the medium format 2-DE) 或 18cm(the large format 2-DE) 之 IPG 膠條(pH4-7 線性)於 IPGphor II system (GE Healthcare, Piscataway, NJ) 具有使用總 60,000 – 75,000 voltage-hours。每一膠條以 SDS 平衡緩衝液來平衡並且再溶解於 12.5%SDS-PAGE 如前述過程 (Gorg et al., 1998)。2-D 被以如下描述之染色方法被檢視。

#### (二)蛋白質膠染色方法

2-D 膠以商業 kit 顯示，VisPro5 分鐘蛋白質染色 kit(Visual Protein,

Taipei, Taiwan). 簡言之，於電泳後，膠簡單地以去離子水於一黑色染盒中洗，Sensitization solution 然後俟加並孵育 5 分鐘。在簡單地以去離子水洗滌後，膠以展開液展開，在 20 分鐘後，膠的被景轉為白色然而蛋白質點留下 opaque。此膠展開反應被停止於藉由深埋膠進入大量的去離子水中。展開的膠儲存於去離子水在影像 acquisition 之前。此 Zn 染色膠影像被 reversely documented 於正影像於 200dpi 解析於 Tiff format 藉由使用一鏡相 flatbed 掃瞄器具有 transparency unit (Xlite, Avegene, Taipei, Taiwan).

### (三)MS 樣品製備

被選擇的 2-D 膠中的蛋白質對象被手冊地切取於大約直徑 1mm，被自染色膠切取的點被過程化根據標準的 MS 樣品製備 protocol(Walker, 2002). 點被切自 MS-Sn 染色膠被過程化根據 Gharahdaghi' s protocol([Gharahdaghi, 1999](#)). 於 37oC 隔夜後使用 MS-grade Trypsin Gold (Promega, Madison, WI)來消化膠中蛋白質，Tryptic 消化液起初使用 10  $\mu$ L Milli-Q water 來消化，接著以 20  $\mu$ L 0.1% TFA 分兩次抽取，結合兩次的抽出液以真空濃縮機於室溫中乾燥，然後以 1  $\mu$ L of 5% ACN with 0.5% TFA 溶解，被製備的 MS 樣品以  $\alpha$  - cyano-4-hydroxycinammic acid matrix solution (10 mg/mL)在 MALDI-TOF MS analyzer. (optional)目標平盤點化之前。

### (四)利用 MALDI-TOF 質譜儀進行蛋白質分析

MALDI-TOF 質譜儀進行蛋白質分析是一個 Bruker Biflex IV MADLI-TOF MS (Bruker Daltonics, Billerica, MA)，accelerating 的伏特數是 20 kV。對於 PMF，收集的 MS 光譜被積分入摘要光譜並過程化藉由使用 FlexAnalysis and Biotools software (Brukers Daltonics) 被過程化的資料使用 MASCOT searching engine ([www.matrixscience.com](#))來分析，搜尋參數被定義如下：資料庫, NCBI nr; Taxonomy, *Homo sapiens* (optional); enzyme, trypsin; fixed modification, carbamidomethylation; peptide MS tolerance, 0.2 Da; and allowance of one missed cleavage。MS/MS 訊號使用 MASCOT searching engine ([www.matrixscience.com](#))來分析。搜尋參數定義如下：Database, NCBI nr; Taxonomy, *Homo sapiens* (optional); enzyme, trypsin; fixed modification, carbamidomethylation; peptide peptide tolerance, 0.6 Da; MS/MS tolerance, 0.2 Da; and allowance of one missed cleavage。

## 結果與討論

### 一、蓮霧園草生栽培試驗

於屏東縣長治鄉蓮霧園先行種植紅葉滿天星及黃花蜜菜，並以清耕栽培區為

對照區。於果樹間以行株距30公分及20公分種植。草相尚未達完整覆蓋率前以人工拔出惡性雜草(香附子、牛筋草等)。每天保持土壤溼潤，以利草苗發根。蓮霧一般種植在砂質壤土的施肥量，因三個試區之蓮霧樹齡不同，故施肥量、不同時期施肥分配率設置，施肥方法簡述如下，有機肥於催花成功後，施用於樹冠邊緣內30-60公分處，用耕耘機將堆肥犁入土內，充分與土壤攪拌混合，其他肥料施用可沿樹冠周圍撒施。蓮霧催花成功後，花梗開始分粒，花朵色澤不翠綠時，可由葉面噴施0.2%之尿素溶液，以利於花梗及花朵色澤轉綠。不過因草生栽培果园第一年所需肥料量大致為清耕栽培果园的50%左右，因為除了供應予果樹所需肥份外，尚需培養草類；另外，基肥期開條溝施用有機肥25 公斤/棵。表5顯示，草類種植後兩個月後，草生栽培區酸鹼度提升了0.39，清耕栽培區僅提升0.2；草生栽培區有機質含量較種植前提升了0.85%，清耕栽培區則僅提升0.02%，顯見草生栽培對土壤有機質之提升有所助益，並可能透過有機質的提升而改善土壤性質，至於土壤中各中營養要素以鈣、鎂的含量以草生區較清耕栽培區高，因鈣、鎂屬於鹼性元素，因此草生栽培區可能透過對鈣及鎂的截留而延緩了土壤酸化速度，並且因草生區土壤離子流失速度慢，導致電導度測值較清耕栽培區高，另外在土壤物理性質方面，不論總體密度、孔隙度及土壤含水量的表現均以草生栽培區優於清耕栽培區，由此可知，透過草生栽培，的確對土壤理化性質的改善助益良多。

圖1-圖3為土壤性質調查，植體營養及結果期調查果實品質。結果顯示，土壤孔隙度、有機質含量及水分含量於草類種植後的表現均較清耕栽培區佳；至於蓮霧平均單果重以紅葉滿天星區表現較佳；地表清耕栽培次之；黃花蜜菜區表現較差。可溶性固形物以黃花蜜菜最高，紅葉滿天星次之，清耕栽培最低。四月份果實裂果率以黃花蜜菜區最低，紅葉滿天星區次之，清耕栽培最高。植體營養顯示鉀、鈣及鎂濃度有提升情形，此應與土壤對這些營養元素之保存，致植體內這些營養元素測值有較高情形，經兩種草類栽培後，對土壤性質改良及蓮霧果實品質提升有所助益。

## 二、不同草種根部分泌物分析

圖4為經由傅立葉轉換紅外線光譜(FTIR)分析結果，可得知油菜根尖所含官能基種類及強度，其光譜之主要吸收帶位於 $3300\text{--}3400\text{ cm}^{-1}$ (H bonds, OH group)間的寬廣吸收帶， $2850\text{--}2930\text{ cm}^{-1}$ (C-H asymmetric, C-H stretch of CH)間之吸收帶， $1690\text{--}1735\text{ cm}^{-1}$ (stretching mainly of carboxyl-C or traces of ketones and esters C=O)間之吸收峰， $1595\text{--}1660\text{ cm}^{-1}$ (C=C in aromatic ring)間之明顯吸收帶， $1510\text{--}1515\text{ cm}^{-1}$ (amide II bonds)間之小波峰， $1420\text{--}1440\text{ cm}^{-1}$ (C-H deformation of CH<sub>2</sub> or CH<sub>3</sub> groups)之肩帶， $1372\text{ cm}^{-1}$ (COOH、CH<sub>3</sub>)之較小波峰， $1243\text{ cm}^{-1}$ (aromatic C, C-O stretch)之肩帶， $1157\text{ cm}^{-1}$ (aliphatic CH<sub>2</sub>, OH or C-O stretch of various groups)之明顯肩帶，及位於 $1030\text{--}1145\text{ cm}^{-1}$

(C=O stretch of polysaccharide, Si-O stretch)之波峰。Inbar 等人 (1989) 比較幾個主要光譜強度如  $1720\text{ cm}^{-1}$  (COOH 基團的 C=O 鍵， $1410\text{ cm}^{-1}$  ( $\text{CH}_2$  與 COO-基團)和  $1230\text{ cm}^{-1}$  (芳香族 C 及縮基 C-O 鑑)，認為這幾個光譜強度可當作羧基 (-COOH)及羥基 (-OH)等官能基的代表，而一般羧基及羥基可對金屬離子產生鍵結作用。本研究發現，兩種草類的根尖細胞壁均可於  $1731\text{ cm}^{-1}$  (可代表 COOH 基團的 C=O 鍵)， $1420\text{ cm}^{-1}$  (可代表  $\text{CH}_2$  與 COO-基團)及  $1243\text{ cm}^{-1}$  (可代表芳香族 C 及縮基 C-O 鑑)偵測到光譜強度，顯示其根尖上均有一些羧基及羥基等官能基的存在，由於羧基及羥基上的  $\text{H}^+$  經解離後可增加帶負電荷的離子，因而可增加營養元素離子與根尖的鍵結機會。圖 5 顯示，草種根部分泌物不含有含羞草鹼、香豆素等對其他作物有害的成分，因此可推薦於蓮霧園栽種。

### 三、十字花科草種對不同鎘濃度的吸收機制

十字花科草種(本試驗使用油菜)由收集自切面葉油菜之pH及化學成份的分析顯示分泌物獲自導管，分泌物的PH (使用pH試紙)大約為5.6,，不同濃度鎘處理之油菜生長情形均是正常的，甚至右葉色也是正常的，相同得的情形也發生於 Nakamura et al. 的實驗。油菜經三種不同濃度鎘處理後，其SDS-PAGE的圖形均相似，而且可分離出約81個蛋白質點，當中有些蛋白質點具明顯表現，而有些則顯著受到抑制。將SDS-PAGE圖分隔成三個區域進行比較，並選取具明顯差異表現的12個蛋白質點進行身份鑑定(圖5及圖6)，由表1得知，因高濃度鎘處理而具明顯表現的蛋白質有6種，有6種蛋白質則是明顯受到抑制。在明顯表現的蛋白質當中，有一種未知蛋白 (unknown protein)，兩種預測的蛋白 (predicted protein)，一種為假說蛋白 (hypothetical protein)，而有6種蛋白身份被鑑定。在明顯表現的蛋白質中，有些對高鎘逆境的抵禦能力及根生長的促進具正面效應，因此使油菜的根生長不會受到抑制，而有些因促使根呼吸之TCA cycle過程中能量的形成，促使檸檬酸及琥珀酸加速轉化成蘋果酸、延胡索酸及草酸而使得這三種有機酸大量累積，進而使油菜能夠吸收更多鎘至導管而不受傷，至於在高鎘環境中受到抑制的蛋白之中，因其機制未明，值得進一步的探討。本試驗至少證實，油菜生長在不同鎘濃度的環境中，其導管中測得的蛋白質是不同的，至於有些蛋白質的耐鎘及累積鎘的機制則有待進一步的研究。

### 結論

「斬草不除根，春風吹又生」，在果園的各種管理事項中，雜草的防除往往是農民感到最頭痛的一項工作。過去果園中的雜草往往給人負面的印象，然而，既然無法根除，何不好好正視它，尋求與其共存之道？果園中的雜草並非只會帶來麻煩，只要找對方法，進行草生栽培，則帶來的好處必定大於其缺點，不過，先決條件仍需透過多方面的評估，選擇該農地適合的草生栽培方式，相信不論對土壤性質的改善、果樹的生產及環境生態的保護，必定多所助益。本試驗證實，倘若蓮霧園選擇優良草類進行草生栽培，對土壤性質改善及果實品質之提升是有助益的。本試驗結果顯示，蓮霧經兩種草生栽培後，不論對土壤性質、植物營養及

果實品質均有提升效果，其應與草種對養分的吸持並促進果樹根部養分的吸收有關，至於某些特殊草種，對養分重金屬(如鎘)的吸收是有效的，可去除土壤中的重金屬而使土壤淨化，因此整體評估而言，果園的草生栽培對果實品質提升及環境的友善助益良多。

## 主要參考文獻

- 王德男。1983. 促進蓮霧提早開花產期調節之研究. II. 化學藥劑及耕作處理對蓮霧催花效果之研究. 中華農業研究 32(2):129-138。
- 王德男。1987. 蓮霧結果期間使用生長抑制劑對催花效果之影響. 園藝作物產期調節研討會專集(台中區農業改良場特刊第 10 號):P85-90。
- 王德男。1988. 植物生長調節劑在蓮霧栽培上之應用. 植物生長調節劑在園藝作物上之應用研討會專集 253~266。
- 林永鴻。2012。果園草生栽培的好處及注意要點。高雄區農技報導。第 109 期。
- 林永鴻、蔡永暉。2007。高屏地區果樹肥培管理及土壤改良技術回顧與展望。科學農業 15(1):1-10。
- 林景和、洪阿田。2003。果園草生栽培。有機農業全球資訊網。  
(<http://organic.supergood.com.tw/supergood/front/bin/ptdetail.phtml?Part=skill-8&Pr eView=1>)。
- 袁秋英、蔣慕琰。2002。果園常見草本植物。行政院農業委員會農業藥物毒物試驗所編印。
- 袁秋英。2004。果園之雜草管理。雜草學與雜草管理。pp. 225-239
- 賴榮茂、楊耀祥。1997. 遮光對蓮霧催花之影響. 興大園藝 22(2):1-15。
- 蔣永正。2002。有機栽培之雜草防治技術。作物有機栽培。p. 97-104。行政院農業委員會農業試驗所編印。
- 羅幹成、蔣慕琰、安寶貞、劉玉章、徐信次、王清玲、錢景秦、吳子淦、袁秋英。2002。植物保護圖鑑系列-柑橘保護（上冊）：雜草。p. 141-174。行政院農業委員會動植物防疫檢疫局編印。
- Agusti, M., A. Martinez-Fuentes, and C. Mesejo. 2002. Citrus fruit quality physiological basis and techniques of improvement. Agrociencia 6:1-16.
- Baker, D. E., and N. H. Suhr. 1982. Atomic absorption and flame emission spectrometry. In A. L. Page, R. H. Miller and D. R. Keeneys. (eds.) Methods of Soil Analysis, Part 2. Agronomy Monograph No. 9. 2nd edition. ASA-SSSA, WI. p. 13-26.
- Bradford, M. M. 1976. A rapid and sensitive method for the quantitation of microgram quantities of protein utilizing the principle of

- protein-dye binding. *Anal. Biochem.*, 72, 248 - 254.
- Campbell, K. A. G., Carter, T. E. 1990. Aluminum tolerance in soybean. I. Genotypic correlation and repeatability of solution culture and greenhouse screening methods. *Crop Science.*, 30, 1049 - 1054.
- Cavell, A. C., T. E. Lydiate, I. A. P. Parkin, C. Dean, N. Trick. 1998. Collinearity between a 30-centimorgan segment of *Arabidopsis thaliana* chromosome 4 and duplicated regions within the *Brassica napus* genome. *Genome*, 41, 62 - 69.
- Chaney RL, M. Malik, Y. M. Li. 1997. Phytoremediation of soil metals. *Curr. Opin. Biotechnol.*, 8, 279 - 284.
- Clemens S, M. G. Palmgren, U. Kramer. 2002. A long way ahead: understanding and engineering plant metal accumulation. *Trends Plant Sci.*, 7, 309 - 315.
- Gharahdaghi F, C. R. Weinberg, D. A. Meagher, B. S. Imai, S. M. Mische. 1999. Mass spectrometric identification of proteins from silver-stained polyacrylamide gel: a method for the removal of silver ions to enhance sensitivity. *Electrophoresis.*, 20, 601-605.
- Hernandez L. E, R. Carpena-Ruiz, A. Garate. 1996. Alterations in the mineral nutrition of pea seedlings exposed to cadmium. *J. Plant Nutri.*, 19, 1581 - 1598.
- Hocking, P. J. 1980. The composition of phloem exudates and xylem sap from Larsson, E. H, J. F. Bornman, H. Asp. 1998. Influence of UV-B radiation and Cd<sup>2+</sup> on chlorophyll fluorescence, growth and nutrient content in *Brassica napus*. *J. Exp. Bot.*, 49, 1031 - 1039.
- McLean, E. O. 1982. Soil pH and lime requirement. In A. L. Page, R. H. Miller and D. R. Keeneys. (eds.) *Methods of Soil Analysis*, Part 2. Agronomy Monograph No. 9. 2nd edition. ASA-SSSA, WI. p. 199-224.
- Murphy, J., and J. P. Riley. 1962. A modified single solution method for determination of phosphate in natural waters. *Anal. Chem. Acta*. 27: 31-36.
- Nelson, D. W., and L. E. Sommer. 1982. Total carbon, organic carbon, and organic matter. In: A. L. Page. Miller and D. R. Keeneys. (eds.) *Method of Soil Analysis*, Part 2. Agronomy Monograph No. 9. 2nd edition. ASA-SSSA, WI. p. 383-411.
- tree tobacco (*Nicotiana glauca* Grah.). *Ann. Bot.*, 45, 633 - 643.

## Influences of Sod Culture on Soil Properties of Orchards

**Yong-Hong Lin\* Kong-Shou Tseng**

Kaohsiung District Agricultural Research and Extension Station

The sod culture of orchards is one of the important politics for fruit health management. sod culture will improve the soil properties, and can create a good environment of production for healthy quality of fruit. Pingtung district is the main producing areas for waxapple in Taiwan, the two excellent sod culture were chosen for planting in orchard, and then the control area (CK) was chosen. The soil properties and the effect on fruit quality of waxapple showed that after two month, two sod culture, the soil properties (bulk density, soil porosity, soil nutrients) were better than non-sod culture orchard. The fruit weight and total soluble solids are both higher, and cracking rate is lower in sod culture. By FTIR analysis shows that there are some other functional groups of carboxyl and hydroxyl groups on the apice of the existence of the carboxyl and hydroxyl groups, which can increase the chance of bonding nutrient ion and root apice. On the other hand, the secretion of harmful materials are all low, so it can be recommended for planting in orchards. The proteins analysis showed that the sod culture can reduce high cadmium concentration in soils, protein expression in the xylem of rape should be associated with organic acids and antioxidant, energy production, and so on. They are the important clue for removing the cadmium concentration in soils.

Key words: Orchards, Sod culture, Soil properties, Quality, Phytoremediation

\*Associate Researcher, Kaohsiung District Agricultural Research and Extension Station, Council of Agriculture, Executive Yuan, Pingtung, Taiwan.

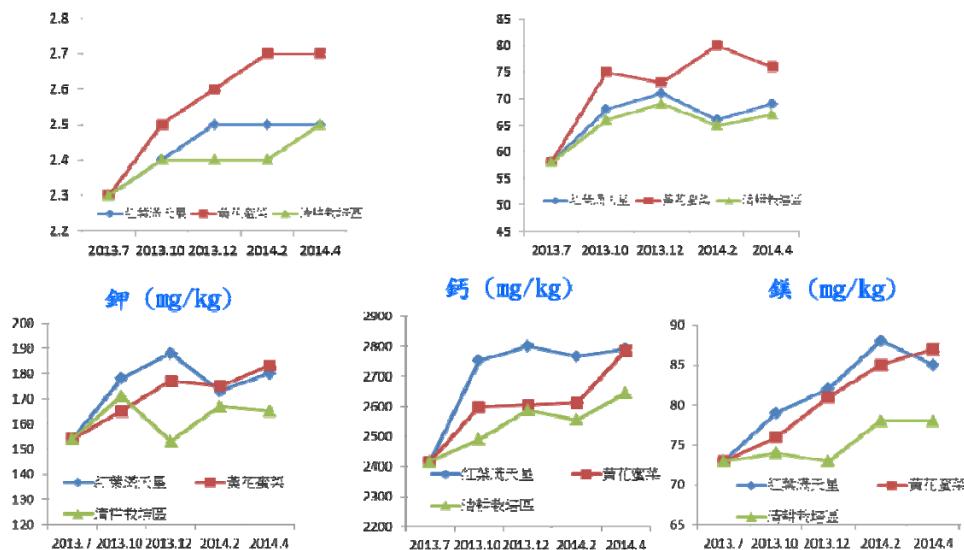


圖 1. 草生栽培及清耕栽培區蓮霧園土壤性質變化

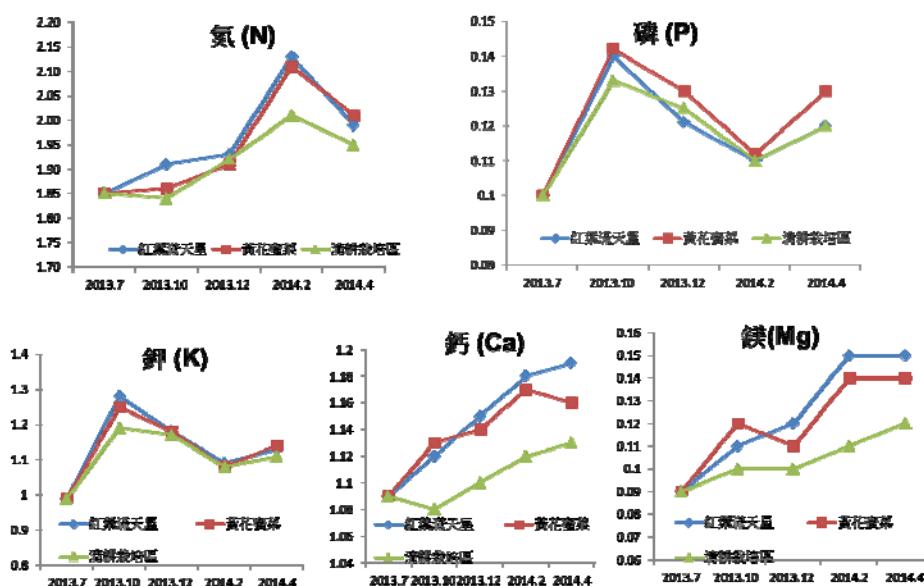


圖 2. 草生栽培對蓮霧植體營養元素影響

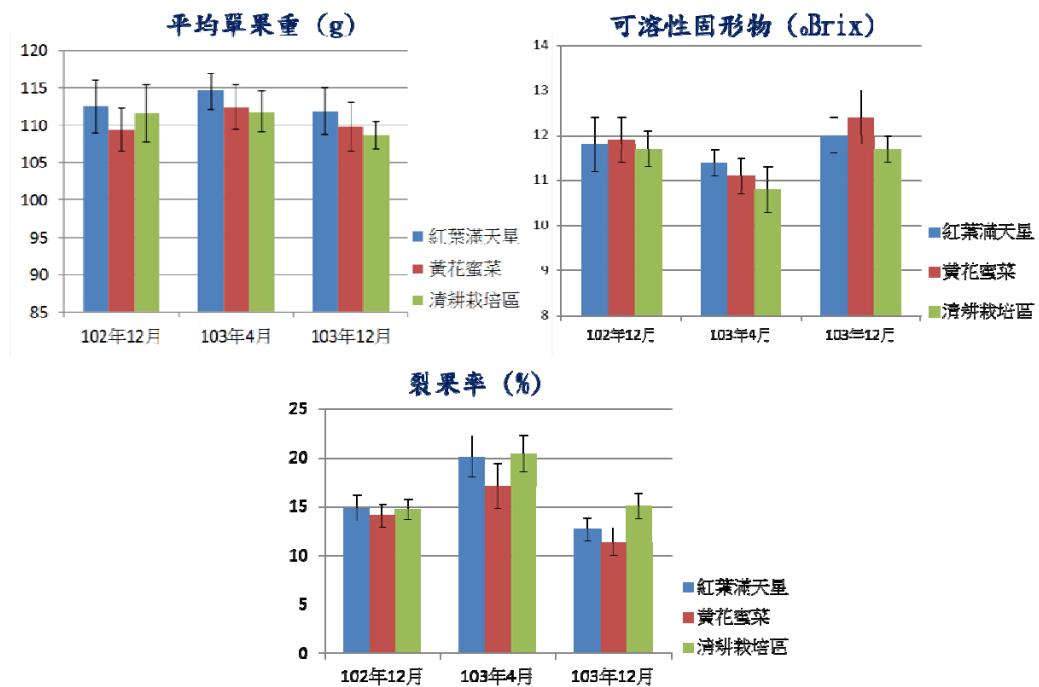


圖 3. 兩種草生栽培及清耕栽培區蓮霧果實品質比較

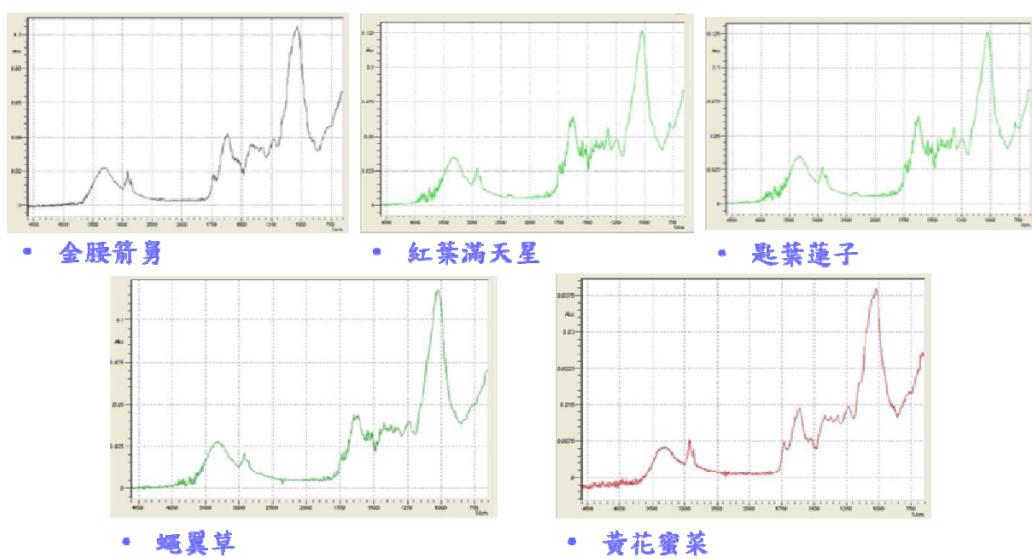


圖 4. 五種不同草生栽培草類根部之 FTIR 圖譜比較

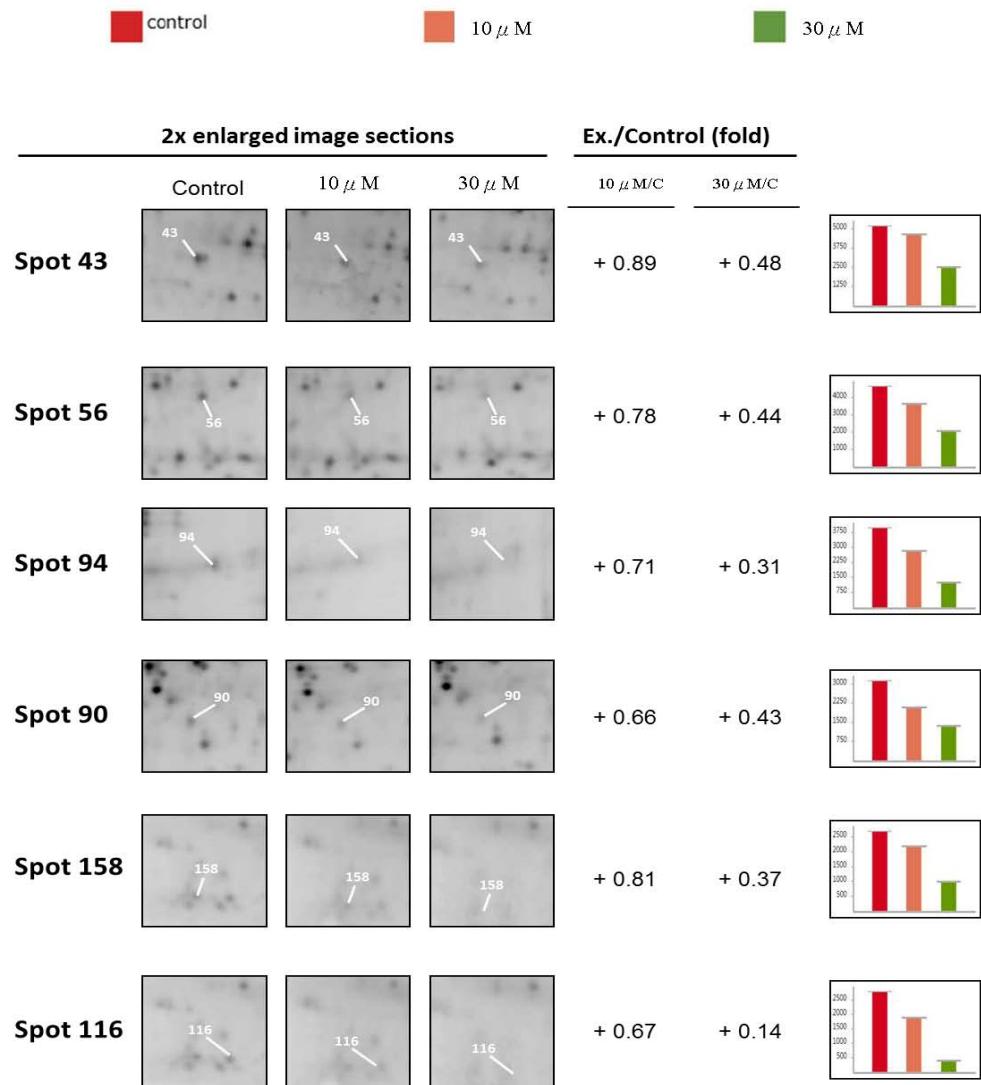


Fig.5. Downregulated proteins of xylem exudate in rape plants treated with different Cd concentrations.

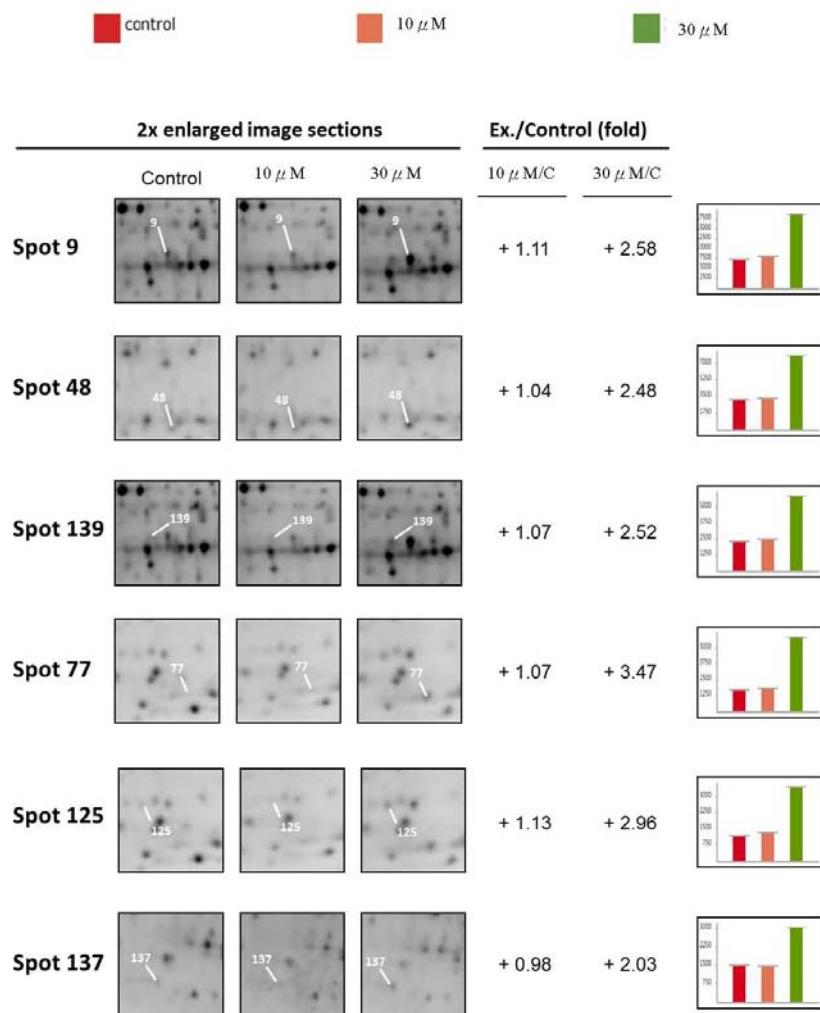


Fig.6 Upregulated proteins of xylem exudate in rape plants treated with different Cd concentrations.

Table 1 . LC/MS/MS identification of the differentially expressed proteins

No.	Accession No.	Protein Description	MOWSE score	Experimental Mr / p/	Theoretical Mr / p/	Highly expressed in
9	gi 17939849	mitochondrial F1 ATP synthase beta subunit [Arabidopsis thaliana]	243	52.05 / 5.66	63.56 / 6.52	
	gi 3893822	ATPase beta subunit [Nicotiana sylvestris]	184		59.60 / 5.73	
	gi 2116558	F1 ATPase [Pisum sativum]	110		60.28 / 6.63	
	gi 149384751	ATP synthase beta chain [Heterogonium pinnatum]	73		24.25 / 5.52	
	gi 13236786	ATP synthase beta subunit [Burretiohentia hapala]	72		53.75 / 5.21	
43	gi 15226194	SBPASE (zeta/beta/tau-6-kip phosphatase); phosphatidic ester hydrolase/zeta/beta/tau-6-kip phosphatase [Arabidopsis thaliana]	63	52.93 / 4.91	42.79 / 5.17	control
	gi 15224582	GSTF10 (HALOINA GLUTATHIONE S-TRANSFERASE PH1 10); copper ion binding / glutathione binding / glutathione transferase [Arabidopsis thaliana]	104	24.73 / 5.36	24.22 / 5.45	EL
56	gi 7488556	hypothetical protein - wild cabbage (fragment)	65	30.28 / 5.33	29.01 / 4.94	
	gi 27962906	putative lactoylglutathione lyase-like protein [Capella rubella]	62		5.90 / 5.04	control
	gi 199485262	predicted protein [Chlamydomonas reinhardtii]	48		118.17 / 9.04	
77	gi 31780395	glutathione S-transferase z [swassa juncea]	128	24.07 / 6.03	24.28 / 5.66	
	gi 1402884	gstt [Arabidopsis thaliana]	69		25.73 / 5.08	EL
90	gi 5730139	ferredoxin-NADP+ reductase [Arabidopsis thaliana]	91	35.23 / 5.70	40.45 / 5.66	
	gi 61969078	putative ferredoxin-NADP reductase [Solanum parviflorum]	49		25.44 / 7.71	control
94	gi 209350497	RecName: Full=Unknown protein 18	63	52.43 / 5.39	1.39 / 5.30	
	gi 6911142	putative glycine-rich RNA binding protein 1 [Catharanthus roseus]	52		14.27 / 6.71	
	gi 6911144	putative glycine-rich RNA binding protein 2 [Catharanthus roseus]	48		16.76 / 7.82	
	gi 1887707	Fe-naphtoquinone oxidoreductase [Arabidopsis thaliana]	44		25.41 / 6.30	
116	gi 1498198	2-Cys peroxiredoxin tail1 [Arabidopsis thaliana]	54	21.31 / 4.85	28.97 / 6.76	control
123	gi 147773763	hypothetical protein [Vitis vinifera]	50	27.20 / 5.64	41.03 / 5.35	EL
137	gi 198512683	RecName: Full=Fructokinase-1; AltName: Full=Fructokinase 1; AltName: Full=F6PK1	133	27.20 / 4.87	34.05 / 5.14	
	gi 116481612	unknown [Populus trichocarpa]	120		55.54 / 4.94	EL
	gi 15221368	pflB-type carbohydrate kinase family protein [Arabidopsis thaliana]	96		37.95 / 5.51	
139	gi 17939849	mitochondrial F1 ATP synthase beta subunit [Arabidopsis thaliana]	219	51.73 / 5.56	63.56 / 6.52	
	gi 2116558	F1 ATPase [Pisum sativum]	52		60.28 / 6.63	EL
158	gi 11119229	2-Cys peroxiredoxin [Brassica napus]	128	21.43 / 4.71	29.71 / 5.51	
	gi 1498198	2-Cys peroxiredoxin tail1 [Arabidopsis thaliana]	77		28.97 / 6.76	control
	gi 1076722	hypothetical protein - barley (fragment)	47		27.42 / 5.87	

No.	Accession No.	Protein Description	MOWSE Experimental Theoretical		
			score	Mr / p/	Mr / p/
	gi 17939849	mitochondrial F1 ATP synthase beta subunit [Arabidopsis thaliana]	243	52.05 / 5.66	63.56 / 6.52
	gi 3893822	ATPase beta subunit [Nicotiana sylvestris]	184		59.60 / 5.73
9	gi 2116558	F1 ATPase [Pisum sativum]	110		60.28 / 6.63
	gi 149384751	ATP synthase beta chain [Heterogonium pinnatum]	73		24.25 / 5.52
	gi 13236786	ATP synthase beta subunit [Burretiohentia hapala]	72		53.75 / 5.21

43	gi 15228194	SBPASE (sedoheptulose-bisphosphatase); phosphoric ester hydrolase/ sedoheptulose-bisphosphatase [Arabidopsis thaliana]	83	38.95 / 4.91	42.79 / 6.17
48	gi 15224582	GSTF10 (HALIANA GLUTATHIONE S-TRANSFERASE PHI 10); copper ion binding / glutathione binding / glutathione transferase [Arabidopsis thaliana]	104	24.73 / 5.36	24.22 / 5.49
56	gi 7488556	hypothetical protein - wild cabbage (fragment)	85	30.28 / 5.33	29.01 / 4.94
	gi 27362906	putative lactoylglutathione lyase-like protein [Capsella rubella]	82		5.90 / 5.04
	gi 159463262	predicted protein [Chlamydomonas reinhardtii]	48		118.17 / 9.04
77	gi 31790095	glutathione S-transferase 2 [Brassica juncea]	128	24.07 / 6.03	24.28 / 5.66
	gi 1402898	gst6 [Arabidopsis thaliana]	89		23.75 / 6.08
90	gi 5730139	ferredoxin-NADP+ reductase [Arabidopsis thaliana]	91	33.25 / 5.70	40.48 / 8.66
	gi 61969078	putative ferredoxin-NADP reductase [Solanum peruvianum]	43		35.44 / 7.71
94	gi 205830697	RecName: Full=Unknown protein 18	63	52.45 / 6.59	1.39 / 5.80
	gi 6911142	putative glycine-rich RNA binding protein 1 [Catharanthus roseus]	52		14.27 / 8.71
	gi 6911144	putative glycine-rich RNA binding protein 3 [Catharanthus roseus]	46		16.76 / 7.82
	gi 166700	Fe-superoxide dismutase [Arabidopsis thaliana]	44		25.41 / 6.30
116	gi 1498198	2-Cys peroxiredoxin bas1 [Arabidopsis thaliana]	54	21.31 / 4.85	28.97 / 8.76
125	gi 147773763	hypothetical protein [Vitis vinifera]	50	27.20 / 5.84	41.03 / 9.55
137	gi 158512869	RecName: Full=Fructokinase-1; AltName: Full=Fructokinase I; AltName: Full=OsFKI	133	37.20 / 4.87	34.88 / 5.14
	gi 118481612	unknown [Populus trichocarpa]	120		35.54 / 4.94
	gi 15221364	pfkB-type carbohydrate kinase family protein [Arabidopsis thaliana]	96		37.95 / 5.51
139	gi 17939849	mitochondrial F1 ATP synthase beta subunit [Arabidopsis thaliana]	219	51.78 / 5.56	63.56 / 6.52
	gi 2116558	F1 ATPase [Pisum sativum]	52		60.28 / 6.63
	gi 11119229	2-Cys peroxiredoxin [Brassica napus]	128	21.45 / 4.71	29.71 / 5.81
158	gi 1498198	2-Cys peroxiredoxin bas1 [Arabidopsis thaliana]	77		28.97 / 8.76
	gi 1076722	hypothetical protein - barley (fragment)	47		27.42 / 5.87

## 土壤改良管理的共效益與永續發展

李家興<sup>1,\*</sup>

<sup>1</sup> 中央研究院永續科學中心

\*E-mail: JefferyLee@gate.sinica.edu.tw

### 摘要

因應國際永續發展及永續發展目標的指導原則，行政院永續發展委員會針對臺灣的現況擬定了臺灣永續發展的評估指標，其中與土壤科學相關者並不多見。永續發展以環境、社會及經濟為三要素，作為永續發展決策的科研依據，永續科學強調以實際應用及解決問題為導向之跨領域跨學科整合性研究。土壤為環境的基本要素之一，土壤科學在永續發展及永續科學應有相當的參與，並應該強調土壤管理對各利益關係人及各領域的共效益。目前可著力點包括以有機質改良土壤並增加土壤碳存量而減低大氣圈中的碳壓力、因應全球氣候變遷評估土壤可能釋出碳的風險及災害風險、及以生物炭作為負碳來源等。永續發展強調公民參與，仍應該由學界提供專業領域的知識與數據，作為建立永續發展策略之依據。因此，土壤科學專家學者可參與永續發展目標與指標的擬訂討論過程。中華土壤肥料學會因應永續發展與永續科學的興起，可主動召開會議，邀請利益關係人參與，將重要議題形成共識、擬定目標並以土壤肥料學會之名提出作為決策者之依據。

關鍵字：永續科學、跨領域跨學科、利益關係人、永續發展目標、土壤科學

### 前言

世界各國對永續發展十分重視，各學科無不投入相當科研資源與人力以參與其中，土壤科學亦不應缺席。聯合國於 1972 年在瑞典斯德哥爾摩舉行「人類環境會議」，為第一個全球性的環境會議，且第一次提出永續發展的概念。國際自然保育聯盟、聯合國環境署、世界野生動物基金會在 1980 年所制定發佈的「世界保育方案」中，亦提出永續發展的理念。由於人類社會與環境之間的交互影響逐漸受到國際重視，1987 年聯合國「世界環境與發展委員會」發布了「我們共同的未來」(WEDC, 1987)，呼籲世界各國關切人類活動發展下的全球性環境危機，並將永續發展定義為“當代人對自然資源與生存環境的需求，不應損及後代人之需求”。由於人類活動對自然環境的影響日漸加重，為了調整國際間的經濟秩序、改善生產消費方式以保護環境、影響各國政策以及加強國際間約束力，聯合國環境及發展委員會 (UNCED) 於 1992 年在巴西里約熱內盧召開「地球高峰

會議」，訴求為全球性的永續發展，一百多位國家元首一致支持永續發展的理念，發表了「里約宣言」及「聯合國二十世紀議程 (Agenda 21)」以推動全球永續發展。此會議亦促成於同年成立「聯合國永續發展委員會 (Commission on Sustainable Development, CSD)」。然而在 10 年的努力之下，全球永續發展仍無法落實，非永續發展下衍生的問題包括人口激增、環境惡化、天然棲息地破壞、生物多樣性降低、海洋魚類減少、飲用水質惡化、人體健康受影響且開發中國家貧窮問題持續擴大。因此，聯合國於 2002 年邀請各國元首於南非約翰尼斯堡召開「永續發展世界高峰會」，討論如何在全球化的過程中推動永續發展，並發表「永續發展行動計畫」及「約翰尼斯堡永續發展宣言」。

### 永續發展與永續科學

由以上說明，顯見永續發展並非僅與自然或環境科學相關，而是包含了三個要素：1. 環境、2. 社會、及 3. 經濟。永續發展強調此三要素協調發展以促進整體的進步，並避免以犧牲其一要素以達到其他要素的發展。為提供永續發展決策之理論基礎及科研結果之依據，「永續科學」因應而生，強調的是 1. 以實際應用與解決問題為導向、2. 跨領域或跨學科之整合性研究。其中，跨領域或跨學科指的是自然科學、社會科學以及其他學科間的整合。全球變遷與永續發展息息相關，因此永續科學亦需要全球性或區域性之整合，需要不同領域與學科的國際合作網絡。2012 年聯合國「永續發展大會」通過了未來地球 (Future Earth) 計畫，在支持全球永續發展目標的前提下提出 2025 年願景的 8 項挑戰，於 2015 開始執行十年計畫，建立區域及全球自然科學、社會科學、人文學科、法律學科的跨領域合作網絡，並致力於導入非科學界中的利益關係者來共同設計可實際應用的研究方案，以共同創造、共同產出。

### 臺灣的永續發展

依行政院永續發展委員會全球資訊網內容，台灣雖不屬於聯合國的會員國，仍於 1994 年成立「行政院環境變遷政策指導小組」，並於 1997 年擴大編組為「行政院國家永續發展委員會」（以下稱永續會），依據臺灣環境及經濟發展特徵設有工作分組，至 2016 年起的分組分別為 1. 環境品質、2. 永續農業與生物多樣性、3. 國土資源與城鄉發展、4. 綠色運輸、5. 綠色經濟、6. 生活與教育、及 7. 健康與福祉。另有非核家園推動專案小組及氣候變遷與能源減碳專案小組。2002 年「環境基本法」三讀通過，以其中第二十九條內文「行政院應設置國家永續發展委員會，負責國家永續發展相關業務之決策，並交由相關部會執行，委員會由政府部門、學者專家及社會團體各三分之一組成」正式給予永續發展委員會法定位階。其後相關公民團體及永續發展相關的學術研究中心日益成長，因此永續會將 2003 年定為臺灣永續發展的行動元年。

永續會制訂了「國家環境保護計畫」並進行綠色國民所得帳試編工作。2000

年設立國家永續發展論壇，擬定「二十一世紀議程：中華民國永續發展策略綱領」，在其中揭示「強調生活、生產與生態環境並重」的永續發展願景，並以「永續的生態」、「適意的環境」「安全的社會」、「開放的經濟」作為永續發展四大目標。其後以「永續台灣評量系統」建立永續發展指標以評估台灣的永續發展，此系統參考國外永續指標以擬訂各年度的永續發展指標，並以臺灣歷年資料評估環境資源、社會經濟及制度政策各面向的永續發展趨勢。永續發展強調公民參與，因此公民團體如台灣永續能源研究基金會、立法院永續發展促進會、荒野保護協會、珍古德教育及保育協會、野鳥學會、鯨豚協會、消費者文教基金會、主婦聯盟、企業永續發展協會等組織亦對台灣永續發展的系統制訂過程有重要貢獻。

### 臺灣永續發展的土壤科學觀

在前述臺灣的永續發展評量系統中，永續發展指標系統架構可依每年的現況與專家的意見修改。根據永續會（2017）發佈的「2015 年永續發展指標系統評量結果報告中」，指標系統架構可分為環境、節能減碳、國土資源、生物多樣性、生產、生活、科技、城鄉文化、健康、福祉、治理、參與共 12 個面向，每個面向包含數個議題，每個議題下包括數個指標總計有 83 個指標。其中，與土壤科學或管理直接相關之指標包括：1. 農耕土地面積比率、2. 有機耕種面積、3. 每公頃農地肥料使用量、及 4. 每公頃農地農藥使用量。這些指標多數與有機農業相關，對臺灣土壤的永續發展而言似乎仍有不足。臺灣 2017 年可耕作農地為 79.4 萬公頃，而綜合糧食自給率以熱量計為 31%（農業委員會，2017）。在全球氣候變遷及能源價格上漲的前提下，糧食的在地生產與提高自給率十分重要。概略地計算，若所有耕地每年兩作，台灣平均每人每天有  $1.9\text{ m}^2$  耕地農作生產可供使用，以土壤科學與土壤管理的角度在全球氣候變遷與農業環境生態系可承受的範圍下提高農產品產量與品質，對永續發展可有重要貢獻。此外，永續發展的考量下，臺灣土壤目前已遭受的問題單以有機農業的推廣來改善則略顯緩慢。與土壤科學間接相關，而土壤科學可以著力的永續發展指標則有：水庫品質、海域環境水質合格率、受輕度以下汙染河川比率、河川中生化需氧量濃度、公告列管毒性化學物質數量、燃料燃燒二氧化碳人均排放量、再生能源裝置容量百分比、山坡地變異比率、地層顯著下陷面積比率、森林覆蓋之土地面積比率、有效水資源、地下水觀測井水位回升口數、全國檳榔種植面積總和、特定外來植物覆蓋面積、生態敏感地比及事業廢棄物妥善再利用率。

聯合國「2015 永續發展高峰會」中一致通過「轉型我們的世界—2030 永續發展議程」，作為今後各國共同推動永續發展的指導原則，包含 17 個目標與 169 個具體目標。永續會則參考聯合國永續發展目標，暫擬我國永續發展的 18 項核心目標（2030 年達成）、140 項具體目標（2020 年達成）及 362 項對應指標，並於本年（2017）10 月舉行「我國永續發展目標草案公民論壇」以廣納各界意見。其中，與土壤科學可能相關的指標包括：雜糧作物轉作面積、實踐永續農業作法占農業面積的比率、可供糧食生產農地、累計旱作設施的節水量及限縮高汙染潛勢

圳路搭排的面積、溫網室設施面積、當地糧食作物品種面臨絕種危機情形的比例、食物價格指數異常指標、五十條主要河川生化需氧量（BOD）平均濃度、五十條主要河川重金屬（鎘、鉛、汞、銅、鋅）平均合格率、五十條主要河川受輕度及未（稍）受污染長度比率、地層下陷顯著下陷面積、臺灣本島 20 座主要水庫有效容量加權平均卡爾森優養化指數（CTSI）、全國底泥品質定期監測、全國土壤及地下水污染事業型場址解除列管數量、工業廢棄物再利用率與資源再生產業產值、潔淨燃料發電比例、再生能源累計裝置容量及發電量與占比、農業土地使用效率、農業廢棄物循環再利用、執行第 1 期溫室氣體階段管制目標、沿岸區域優養化指數及漂流塑膠碎片密度、全國海域環境水質監測站等 8 項水質項目合格率、進行生物多樣性維護管理及監測的流域比率、森林覆蓋率、退化土地面積（地層下陷、鹽分地）、及山區綠覆率。其中，實際上與土壤科學直接相關的指標並不多，相信臺灣的土壤學家們依其領域會有更多的專業意見。

### 台灣土壤遭遇的問題

臺灣官方農業試驗機構於 1896 年成立後至今已逾 120 年，其間進行了土壤酸鹼度、土壤鹽分、土壤質地、土壤肥力之概略調查。臺灣光復後農業試驗單位陸續進行大、中、小尺度之生產力調查、問題土壤之詳細調查，並建立土壤資料庫與圖資。臺灣工業於 1945 年起快速發展，1982 年臺灣發現鎘米並證實為工廠排放廢水經由灌溉渠道污染水稻田所致。1983 年起至今，臺灣對農田土壤之重金屬含量以 1,600 公頃網格展開概略調查及分級，並依據調查結果針對高污染潛勢區逐次縮小網格調查以確認污染範圍（李家興等，2017）。在 120 年土壤調查與研究中，臺灣的問題土壤主要可歸納為六大類：

#### (1) 強酸性土壤

由於臺灣高溫多雨，土壤淋洗強烈使鹽基流失，加上集約農作且長期大量使用產酸性肥料，使土壤 pH 低於 5.5，為強酸性土壤。臺灣耕地約有 28% 為強酸性土壤，常伴隨養分缺乏或有效性低並發生鋁、錳的毒害。其改良方法包括栽種耐酸或嗜酸作物、篩選耐酸品種、客土、施用有機肥、施用石灰質材等（林永鴻，2007b）。

#### (2) 鹽分地土壤

台灣鹽分地面積約 25,000 公頃，鹽分地可分為鹽性土、鹽性鈉土及無鹽鈉土三種（林永鴻，2007c）。臺灣主要因濱海地區土壤水分蒸發散量大於降雨量，鹽分於表土累積，或因海水養殖魚塭附近土壤鹽化、引用高鹽分灌溉水、及設施農業缺乏自然淋洗而造成鹽害土壤，不利植物根系水分吸收且部分營養元素有效性降低。其改良方法包括引乾淨灌溉水洗鹽、改善排水（深耕、翻土、暗管排水）、施用產酸物質、鹽鹼土施用鈣鎂、施用有機質、種抗鹽性作物、栽種覆蓋作物、阻絕外來鹽分等。

#### (3) 排水不良及壓實土壤

排水不良主要因為地下水位過高，致下雨後雨水屯積土層中造成土壤空

氣稀少影響根的生長。土壤發生壓實或排水不良亦會造成通氣不良。土壤有可能因重機械的使用、連作同一種作物、自然硬化、收縮、以及雨滴打擊而逐漸壓實並抑制根系生長。其改良方法包括避免重度的耕犁或減少耕犁強度、控制農機行駛路徑、改用輕型農機具、變換耕犁深度、明溝排水、暗管排水、施用有機肥、栽種根系穿透力強的作物、增進蚯蚓量（林永鴻，2006）。

#### (4) 重金屬汙染土壤

臺灣農地土壤汙染主因為工廠不當排放廢汙水至灌溉渠道，再進入農田所致。重金屬易累積於表土，易透過直接接觸攝入、作物吸收累積成為食物造成人體健康的風險。重金屬汙染也可能直接導致作物的毒害。重金屬汙染土壤的改良方式包括化學萃取、化學安定化、排土與客土法、現地混合稀釋法、現地淋洗法、生物處理法等（陳尊賢，2003）。此外，施用有機質提供土壤吸附重金屬能力以降低重金屬有效性亦為一種處理方式。

#### (5) 砂質地及淺層土壤

土壤質地為砂質壤土、壤土或坋質壤土的淺層稻田，由於灌溉水的滲透較劇烈，使耕土中鐵錳還原及溶解後隨水向下移動至下層中，氧化形成不溶性的三價鐵或四價錳的氧化物，形成鐵錳聚積層而營養元素亦由表土洗出而肥力低。淺層土壤為土壤深度30公分以下即為石礫層或砂礫層，主要為河床沖積物沉積、截頭土壤、或人工造成。淺層土壤質地為中至粗，保肥保水力差，作水水田耗用大量灌溉水且養分易流失（林永鴻，2007a）。其改良方式包括淺耕、建立耕犁層、施用有機物、多次少量施用化肥、與客土等。

#### (6) 黏重土壤

臺灣西南部平原有約20,000公頃無法農用的沖積土，此類土壤的特徵為全層均含高量的黏粒，稱為台灣黏土。土壤黏粒含量高時，出現粘質硬盤，排水極差遇雨泥濘，乾時會龜裂。在淹水狀態可栽種水稻，然在乾旱狀態，土壤易龜裂且結成硬塊因而不利於旱作根系的生長。改良方式包括施用粗纖維的有機肥、客砂土、施用較多量的肥料等（林永鴻，2007a）。

此外，臺灣面積雖小但地勢起伏大，在全候氣候變遷造成極端氣候加劇的狀況下，預料土壤沖蝕亦將為重要的土壤問題之一。水土保持的主要方法可歸納為農藝法、植生法、工程法、定砂及防風等等。而臺灣的土壤有機質含量普遍偏低，亦可由施用有機質來改善。綜上所述，臺灣的土壤改良皆可與土壤有機質含量的增加有關。

### 土壤改良的共效益

土壤科學在永續科學中應該扮演什麼樣的角色？土壤與大氣、水同為自然環境要素之一，但以目前聯合國與臺灣的永續發展指標來看，大氣與水為直接的考量項目，土壤則相對未成為重要的考量。作者認為以全球的永續發展而言，最主要的原因為大氣與水的循環為區域性至全球性的，而土壤的問題則常為地域性的。但臺灣地狹人稠，以臺灣的永續發展指標而言，土壤問題的地域性影響及其

連鎖效應即為臺灣受到的影響，故土壤問題應該拉到較高的層級。另一方面，在全球氣候變遷與全球溫室效應的角度，一般認為土壤經土地利用改變釋放溫室氣體的規模小於能源及水泥生產的溫室氣體釋放量 (IPCC, 2013)。在台灣，農業部門在加上分攤電力消費後，其 2014 年溫室氣體排放當量僅占總排放當量的 1.1% (環保署, 2017)。即便控制農業溫室氣體排放，對整體溫室效應的影響似乎不大。加上近來的研究說明海洋的生物泵 (biological pump) 是調控大氣中二氧化碳的重要因素，是以永續發展在溫室效應的考量上，較著重於能源、大氣與水。

在概念上，大氣中淨增加的人為碳來源，主要為地質層中的碳 (煤、石油、石油氣)，次要為植被中的碳 (土地利用改變) (IPCC, 2013)。要降低大氣中的碳，勢必要將碳封存於某個碳庫中。造林是增加植被的碳匯，海洋學家則致力於研究海洋與海底的碳匯。一般土壤碳存量 (1500-2400 PgC) 及永凍土壤碳存量 (~1700 PgC) 雖不及海洋的碳存量，但在全球暖化的效應下有可能會大量釋出而成為碳源，是需要特別注意的。此外，土壤的碳吸存亦是重要的課題，以臺灣為例，可耕地達 79.4 萬公頃，若能於一年內增加土壤碳吸存，使表土碳含量增加表土重的 0.5%，以每公頃 2,000 噸土壤計，相當於一年吸納約 29 百萬公噸的二氧化碳，約為 2014 年全台灣排放總量之 12%。在臺灣能源轉型的過程中，可作為過渡時期排碳的緩衝。作者認為，增加土壤碳吸存量應該要有以下原則：1. 由現地土壤上的植物及自營菌自大氣中補獲碳並留存於土壤生物圈中。2. 若為外部的碳，需原為大氣中二氧化碳的碳源 (相當於減少碳排放)。3. 土壤經由人為管理，土壤的淨碳增量 (扣除人為碳輸入) 需增加。

在永續科學領域中，土壤科學與大氣科學的連結將是必要一環，而如何將碳有效而快速積存於土壤中是土壤科學在永續科學中的著力點之一。永續科學需要跨領域跨學科、引入利益關係人以共同設計、共同創造，進而共同產出策略，而此產出將對涉入的多方或多領域有所助益，成為共效益。綜合前兩節所述，增加土壤的有機碳的效益包括：1. 對土壤物理性、化學性及生物性有益，可改善土壤問題增加農業生產力。2. 人為添加的有機質若本將轉變為二氧化碳回到大氣中，則可減少碳排。3. 添加的有機質使植物及微生物生長旺盛，增加負碳。4. 將負碳 (生質量) 引入土壤，部分成為土壤碳而增加土壤碳吸存。5. 若負碳 (生質量) 作為生質燃料則為零碳。6. 總體社會淨碳排放減少，有助於能源轉型。7. 土壤改良後有助於糧食安全與食品安全進而有助於社會與經濟之安定。

在台灣北部田間施用豬糞堆肥達  $60 \text{ tons ha}^{-1}$ ，殘效可達一年半至兩年，可增加土壤有機碳 0.3-0.5% 並提高或維持甘藍、玉米輪作的產量及土壤品質 (Lee et al., 2006)。在田間每年施用牛糞堆肥  $62 \text{ tons ha}^{-1}$  或豬糞堆肥  $28 \text{ tons ha}^{-1}$ ，經 13 年後 (第 8 年施化肥)，土壤有機質含量較全化肥處理高 2.2-2.4%，且促進土壤性質與狼尾草產量與品質，更長期的施用需注意銅與鋅的累積 (許福星等, 2008)。魏偉盛等 (2015) 在溫室中 7 年中連施或輪施不同有機質肥料並探討其對 37 作蔬菜與土壤之影響，結果提出長期施用雞糞堆肥及豌豆苗堆肥會造成土壤酸化，應與其他有機質堆肥輪施。在設施中栽培蔬菜長期施用不同有機質肥料

(依年推薦氮肥量) 經 10 年，有機質可增加達 3-10%，產量提高，且不會有鹽分累積土壤而電導度過高的情形 (羅秋雄、李宗翰，2010)。因此，以施用有機質肥料來達到永續發展的目標是值得評估的。但是，施用有機質增加土壤有機碳含量不等同於有機農業，因有機農業有嚴格的認證機制，目前臺灣以有機農業作為永續發展的重要考量與指導，可能緩不濟急。

如前面提及，如何將碳留存於土壤中並增加土壤碳吸存是在土壤科學與大氣科學的協同合作中重要的思考方向。近年來，生物炭 (biochar) 的研究與應用漸受重視。植體中的碳為吸收大氣中二氧化碳而來，若植體全數分解或作為燃料燒掉，可視為零排放。若將廢棄的植體以低氧高溫熱裂解，過程中部分碳回到大氣，部分碳轉變為生質炭的型態，由於生質炭很難分解，自然環境下可長期留存故成為穩定的負碳。近來的研究顯示，將生物炭與有機質同時施用於熱帶土壤中，土壤淨二氧化碳釋放量少於兩者分開施用者之和，表示生物炭與堆肥起了保護作用，使有機質更難以分解，從而可增加土壤中的碳存量 (Jien et al., 2015)。此外，一個跨水土保持及土壤肥力的現地土壤研究亦顯示，生物炭與堆肥一起施用，可促進土壤的性質，相較於單獨施用有更好的抗沖蝕效果，同時能提高保肥力與促進植物生長 (Lee et al., 2017)。因此，生物炭的土壤應用及其共效益是值得研究的。尤其長期施用生物炭對土壤可能的正面與負面影響是應該被驗證的。

另一項水資源管理、水土保持、與土壤營養的合作研究則顯示，將水庫清淤的底泥再利用，配合有機質材、天然保水劑與酸鹼中和劑應用於水泥噴凝植生敷蓋技術，可取代市售基材及綠化添加劑，使植生困難的陡峭坡面得以有效改善，有效抗沖蝕、可容草種生長，原位植物得以引入且不致對環境造成負擔 (李家興等，2013；馮業敬，2014)。類似的概念用在沙漠地區亦可形成抗風蝕的植生覆蓋，中國已有相關的應用，若配合前述施用生物炭保護有機質的效果，或可大幅增加土壤圈之碳存量。永續科學中其他可能與土壤科學相關的領域還包括了災害風險、災害損失、生質能源與食物安全。

### 土壤科學家在永續發展的角色

在四通八達的網路資訊世代，利益關係人卻也容易接觸到不正確的資訊。所稱為利益關係人，包括公民團體、民眾、產業界及相關政府機構。永續發展強調公民參與，當然也應該由學界提供專業領域的知識與數據，作為建立永續發展策略之依據。因此，土壤科學的專家學者們可多參與永續發展目標與指標的討論，如前述之永續發展目標草案公民論壇。因為利益關係人之間錯綜複雜的連結，由任一方主導的學術科研諮詢並不易受到信任，且在目前社會的氛圍下，利益關係人對學者個人提出之意見亦相當保留。因此，國際上常由學研機構主動發起議案討論，邀請各相關領域學科的學者及利益關係人參與，共同討論，形成的結論成為學術圈該領域的重要倡議。臺灣針對土壤科學的學術組織即為中華土壤肥料學會，因應永續發展與永續科學的興起，或可藉由此模式將重要議題形成共識、擬定目標並以土壤肥料學會之名提出作為決策者之依據，另透過社群網絡將

此共識傳播出去，以使正確的資訊能傳達給各方利益關係者。

### 參考文獻

- 行政院國家永續發展委員會。2017。2015 永續發展指標之評量-歷年指標計算結果。<https://nsdn.epa.gov.tw/Files/Development/2015Development.pdf>
- 行政院農業委員會。2017。農業統計年報：糧食供需年報（105 年）。  
<http://agrstat.coa.gov.tw/sdweb/public/book/Book.aspx>
- 李家興、郭鴻裕、許正一、陳尊賢。臺灣農業環境品質之時間空間改變與改良維護之回顧與展望。農業世界雜誌，第 408 期。8-23 頁。
- 李家興、黃佳貞、郭嘉峻、范正成、李達源。2013。水庫淤泥再利用於水泥噴凝植生敷蓋技術中養份釋出之評估。土壤肥料推廣研究成果研討會，台中市。
- 林永鴻。2006。問題土壤及其改良對策(一)~排水不良及壓實土壤。高雄區農情月刊，第 111 期（95 年 12 月號）。<http://www.kdais.gov.tw/view.php?catid=3374>
- 林永鴻。2007a。問題土壤及其改良對策(二)~質地、鐵錳聚積及淺層土壤。高雄區農情月刊，第 112 期（96 年 1 月號）。  
<http://www.kdais.gov.tw/view.php?catid=3382>
- 林永鴻。2007b。問題土壤及其改良對策(三)~強酸性土壤。高雄區農情月刊，第 113 期（96 年 2 月號）。<http://www.kdais.gov.tw/view.php?catid=3390>
- 林永鴻。2007c。問題土壤及其改良對策(四)~鹽分地土壤。高雄區農情月刊，第 113 期（96 年 3 月號）。<http://www.kdais.gov.tw/view.php?catid=3398>
- 許福星、盧啟信、洪國源。2008。長期施用牛糞及豬糞堆肥後殘餘效應對狼尾草產量、品質及土壤地力之影響。畜產研究，第 41 卷第 3 期。193-201 頁。
- 陳尊賢。2003。受重金屬汙染農地土壤之整治技術與相關問題分析。台灣土壤及地下水環境保護協會簡訊，第九期。2-9 頁。
- 馮業敬。2014。水庫淤泥於水泥噴凝植生敷蓋技術之應用研究。國立臺灣大學生物環境系統工程學研究所碩士論文。指導教授：范正成。
- 環保署。2017。2016 年中華民國國家溫室氣體排放清冊報告。  
<http://unfccc.saveoursky.org.tw/2016nir/>
- 魏偉勝、李宗翰、鍾仁賜。2015。在溫室中不同的有機質肥料連用對經三十七作蔬菜栽培之土壤化學性質與氮之累積與轉變之影響。台灣農業化學與食品科學，第五十三卷第一、二期。22-33 頁。
- 羅秋雄、李宗翰。2010。設施蔬菜有機栽培長期施用有機質肥料對土壤性質及蔬菜生育影響。桃園區農業改良場研究彙報，第 67 卷。17-32 頁。
- IPCC. 2013. IPCC Fifth Assessment Report- Working Group I Report: "Climate Change 2013: The Physical Science Basis".

<https://www.ipcc.ch/report/ar5/wg1/>

Jien, S.H., C.C. Wang, C.H. Lee, and T.Y. Lee. 2015. Stabilization of organic matter by biochar application in compost-amended soils with contrasting pH values and textures. *Sustainability* 7: 13317-13333. (doi:10.3390/su71013317)

Lee, C.H., C.C. Wang, H.H. Lin, S.S. Lee, D.C.W. Tsang, S.H. Jien, and Y.S. Ok. 2017. In-situ biochar application conserves nutrients while simultaneously mitigating water runoff and erosion of an Fe-oxide-enriched tropical soil. *Sci. Tot. Environ.* (Accepted)

Lee, C.H., M.Y. Wu, V.B. Asio, and Z.S. Chen. 2006. Using a soil quality index to assess the effects of applying swine manure compost on soil quality under a crop rotation system in Taiwan. *Soil Sci.* 171(3): 210-222.

WEDC (World Commission on Environment and Development). 1987. Report of the World Commission on Environment and Development: Our Common Future.  
<http://www.un-documents.net/wced-ocf.htm>

### 參考網站內容

行政院國家永續發展委員會全球資訊網。<https://nsdn.epa.gov.tw/>

行政院環境保護署-溫室氣體減量管制減量規劃：溫室氣體排放統計。

<https://www.epa.gov.tw/ct.asp?xItem=10052&ctNode=31352&mp=epa>

財團法人永續能源研究基金會網站。<https://taise.org.tw/>

Department of Economic and Social Affairs of United Nations- Sustainable Development Knowledge Platform. <https://sustainabledevelopment.un.org/>

Future Earth website. <http://futureearth.org/>



## 原鄉部落 x 作物合理化施肥

徐仲禹<sup>1,\*</sup>、林泰佑<sup>1</sup>、倪禮豐<sup>1</sup>、許宏昌<sup>2</sup>、蔡思聖<sup>2</sup>、李光中<sup>3</sup>、范美玲<sup>4</sup>

<sup>1</sup> 行政院農業委員會花蓮區農業改良場助理研究員

<sup>2</sup> 行政院農業委員會花蓮區農業改良場研究助理

<sup>3</sup> 國立東華大學自然資源與環境學系副教授

<sup>4</sup> 行政院農業委員會花蓮區農業改良場場長

\*E-mail: pudding726@hdares.gov.tw

### 摘要

本場負責宜蘭及花蓮兩縣之農業試驗研究、示範推廣、農民教育與產銷輔導及科技技術合作等業務，核心價值為有機樂活、健康安全，以及原民產業。除針對一般農友技術輔導外，部分研究與輔導量能在於強化原住民農產業。原住民人口數佔花蓮縣總人口數 25 %以上，佔宜蘭總人口數約 4 %，多分佈於山區或是淺山地區，其農業操作行為對環境影響甚大。因此對原鄉部落農友進行作物合理化施肥以及安全用藥技術輔導，更顯重要。

本場自民國 103 年起，成立原住民部落農產業輔導專案，針對轄區內部落，加強輔導農產相關技術，並設置部落單一窗口，由窗口瞭解部落需求後，尋求場內相關同仁協助輔導。專案成立後，陸續輔導 30 餘個部落，更於 104 年 8 月成立原住民農業研究室，期可針對原鄉特色作物進行保種與研發，促進原鄉農業文化特色發展。

本場土壤肥料研究室除擔任部落窗口外，亦積極配合其他部落窗口，輔導農友從事友善、有機栽培，以及作物合理化施肥技術，本文將分享本場輔導原鄉部落農友的案例，並說明本場如何結合生態農業與里山倡議，協助部落農業環境永續經營。

**關鍵詞：**合理化施肥、原鄉部落、里山倡議

### 案例一：太巴塱部落水稻肥培新思維

來到太巴塱部落，現已成為光復鄉北富村村長，為民喉舌的萬中興，曾是花蓮縣光復鄉稻米產銷班第3班的班長。民國97年回到部落後，才開始接觸農業。他從完全不瞭解如何種植水稻，到獲選為「102年度全國省肥達人」，即是因為他勇於接受新觀念，開始接受本場合理化施肥團隊的輔導。

起初開始種稻時，鄰近的農友怎麼施肥，他就怎麼施肥，完全沒有考量農田的土壤性質，無論是成本、產量，還是品質都無法達到最大的效益，讓返鄉從農的他相當苦惱。民國100年，一次的班會上，本場合理化施肥團隊有機會向農友說明合理化施肥的概念時，他體認到這會是栽培好壞的一大關鍵，身為班長的他便跳出來，決定配合農改場的輔導，成為合理化施肥試驗示範的農戶。

#### ◇從不安到信服

原本一公頃的水稻田，他聽其他農友建議，一次都放了10包以上的複合肥料，每期作總共施了3至4次，換算下來，氮素施用量高達每公頃154公斤，是花蓮地區一般水稻氮素施用量的1.3倍以上。氮肥過量不僅浪費肥料，對作物品質更是一大傷害，會使莖葉軟弱容易倒伏，且對病蟲害毫無招架之力，病害蟲害一來，產量便直接受到影響。農改場在水稻插秧前兩個月，先至試驗示範田區採取土壤樣品，並參考他過去的施肥習慣，依照水稻生育所需最合理的肥料使用量，建議他至少減掉一半的施肥量。

突然減少這麼多肥料，觀念仍未轉變的萬中興實在是忐忑不安，前兩次施肥配合建議，第三次又忍不住按過去的施用量下肥。結果水稻葉色馬上轉為濃綠，病害也跟著出現，即使立即噴藥和曬田抑制肥料作用，仍無法改善。這樣的經驗讓他見識到：過量氮肥真的對產量品質無益啊！於是第二次他便遵循建議來施肥，並充分利用葉色板，看哪邊葉色較黃，才再補肥，並輔佐液體肥料，達到省工省肥的目的。這麼一來，不僅節省了肥料成本，水稻更不會動不動就生病，連帶也節省了用藥的成本。

#### ◇省肥達人

經過仔細計算後，萬中興每公頃肥料節省46%、農藥節省67%，平均每公頃可增加收益20,260元。而參加「小地主大佃農」的萬中興種植水稻面積約11公頃，計算下來，每期作總共可節省22萬元以上，讓他大呼「賺到了！」。看到班長的成功經驗，班員們也躍躍欲試，產銷班內200多公頃的面積若全面進行合理化施肥，估計肥料成本每期作可節省高達100萬元以上！這樣豐碩的效益，讓他受到本場推薦，參加農委會辦理的「102年度全國省肥達人」評鑑而獲獎，期待透過他的成功，帶領部落內其他農友共同重視合理化施肥。

## 案例二：東海岸有機水稻復耕

港口部落的「舒米・如妮」回到部落，決定復耕水稻後，便認定要作就要作「有機」，才是真正對部落環境、族人有益，也才能長久的栽培模式。復耕的路上，一開始便困難重重，先是遭遇了灌溉水路年久失修、耕地狹長且地主不同難以整合等的問題，花費了舒米不少時間溝通和解決。接著又面臨實際耕作上的問題：如何種植有機水稻？

### ◇天生的沃土

族人過去的栽培模式雖是友善環境，但並不全然符合現今法規所定義的「有機農業」，因此本場瞭解他們對栽培技術的需求後，跨課室組成了輔導團隊，成員包括水稻栽培、土壤肥料以及病蟲害防治的研究人員，希望可以全方位帶給農友有機栽培的技術與觀念。

復耕第一年種植前，本場便立即採取了農田土壤樣品，或許是過去長達二十多年沒有耕作，亦未噴施除草劑，分析後發現土壤有機質含量高達 6%，甚至有部份田區將近 10%，如此肥沃的土壤實在是相當寶貴！雖然有些冒險，但舒米和本場討論後決定，本著合理化施肥的精神，第一年完全不施用任何化學肥料和有機質肥料！如此一來，節省了相當多的施肥成本。整個水稻生育過程中，僅需稍加注意病蟲害的問題，田間操作簡單又輕鬆。

### ◇漸入佳境

在這樣”冒險”的狀況下，第一年卻有相當不錯的產量，舒米便更加明白，不是只有慣行栽培需要合理化施肥，有機栽培也是相同的道理，一切還是要讓科學的數據說話，不能在毫無頭緒的狀況下胡亂施肥！

復耕第二年開始，舒米便會主動在整地前一個月採取土壤樣品，瞭解當下的土壤肥力狀況，再由本場推薦施肥量，並規劃各施肥時期的施肥比例。此外，團隊也會定期到港口部落，幫舒米看看田區中是否有病害、蟲害，或是需要注意哪些栽培上的問題，通通一起解決。而這幾年來，舒米成功創立了「米耙流」的品牌，並建立良好的行銷通路。

### 案例三：有機水稻復耕成果持續醱酵

港口部落的成功案例，也撼動了東海岸其他部落農友的心！經過幾次的觀摩與經驗分享，新社部落的宮莉筠在因緣際會下開始了水稻田的復耕。

#### ◇再次出擊

有機水稻技術輔導團隊第一次前往新社部落，所見情景是田區長期以除草劑處理雜草荒蔓的模樣，與農友討論與溝通後，整地前一個月採取了土壤樣品，土壤的分析結果可以看到土壤有機質含量雖適中，但對有機水稻栽培而言仍略嫌不足。

#### ◇一舉二得

本場成員與農友討論，考量品種特性、土壤性質，以及田區位置等種種因素後，新社部落決定種植臺梗2號。臺梗2號本身屬於植株稍高的品種，且稻稈強健不易倒伏，相當適合種植於海邊。不過，這樣株高較高的品種，在施用肥料上更是需要精打細算，因此在規劃施肥量時，考量到後續要利用「米糠除草技術」，每公頃僅建議施用80公斤氮素的有機質肥料，比一般水稻每公頃施用110至140公斤氮素的用量足足少了三分之一。不過，沒有過去經驗包袱的宮莉筠並不害怕嘗試，她完全配合本場的建議施肥，並樂觀表示「這樣不就代表我可以少放幾包有機質肥料，節省成本了嗎？」。

米糠除草是指在水稻插秧後一週內噴施米糠，用量每分地100公斤，米糠發酵後產生的酸和熱可達到抑制雜草發芽的效果，而米糠於田間發酵後亦可成為養分，所以可降低水稻生長全期所使用之肥料量。既節省了肥料，又能解決水稻生育初期最令人頭疼的雜草問題，可說是一舉數得。

#### ◇還可以更好

在宮莉筠田裡發生的大小事，持續影響著部落其他農友，長期在部落耕作的潘銀華班長，也逐漸改變栽培模式。除了屬於自己的幾分地改為有機栽培外，也努力勸說自己代耕的農地地主，讓他以有機或友善的方式，耕作這些土地。

這裡多數的農友都具有多重身分，農忙時是農夫，農閒時下海捕魚或上山打獵，潘班長也同樣如此。他猜測農田中使用的大量殺草劑或農藥，可能是漁獲減少、珊瑚白化死亡的元兇。在一兩年的耕作模式改變後，潘班長觀察到，海洋生態似乎有比以前豐富了！他期待政府部門或研究單位，可以找到證據，證明不當的農業操作會影響海洋生態，讓他可以有有力的證據，說服其他居民，一同改變為有機、友善的耕作模式。

## 花蓮區農業改良場的下一步

近來本場積極推動生態農業及里山倡議，體認到環境永續經營，需要產、官、學、研、民等各個單位群策群力，個人的力量有限，需要張開雙手，尋找並接納外部資源與互助合作。在新社村，在東華大學協助下，本場建立了「花蓮縣豐濱鄉新社村『森-川-里-海』生態農業倡議多元權益關係人參與平臺」，邀集林務局花蓮林區管理處、水保局花蓮分局、農糧署東區分署等農委會所屬單位，噶瑪蘭族新社部落、阿美族 Dipit 部落、新社社區發展協會、新社國小等地組織，花蓮縣政府、豐濱鄉公所、九河局、東管處、農田水利會等政府相關部門，以及民間團體與綠色企業，一同協助部落居民改善生產、生活及生態環境。

為解決新社部落潘班長的問題，我們找來了中央研究院生物多樣性研究中心的陳昭倫研究員，他表示農藥對環境雖會有衝擊，但是是一時的，過多的肥料可能才是影響海洋生態的主因。因此，無論是否為有機栽培，本場更需積極輔導農友合理化施肥，減少過多化學肥料或有機質肥料施用。

多元權益關係人參與平臺的經營，需要大量的人力與時間投入，但也是資源整合及共享的夥伴關係。這樣的模式，期待可以運用於更多需要幫助、改善的部落或農村。

## 結語

作物栽培的第一步，從瞭解土壤開始，無論是慣行或是有機栽培，都可以進行合理化施肥。目前本場輔導之原鄉部落，多以水稻栽培為主，因此，在注重環境永續經營的原鄉部落，更需積極推動合理化施肥。期待透過合理施肥用藥、栽培技術精進、行銷通路的穩定、六級化產業的建立，不僅幫助原民改善生活生計，還能吸引更多部落青年返鄉，將文化、土地、環境傳承給下一代。

表一、萬中興農友農田土壤分析結果

項目 單位	酸鹼度	電導度 mS cm <sup>-1</sup>	有機質 %	磷	鉀	鈣	鎂
參考值	5.5-7.5	<0.5	2-3	10-20	30-50	571-1142	48-96
(1)	6.8	0.09	2.8	9	24	492	152
(2)	6.1	0.13	2.8	9	23	488	156

表二、舒米如妮農友農田土壤分析結果

項目 單位	酸鹼度	電導度 mS cm <sup>-1</sup>	有機質 %	磷	鉀	鈣	鎂
參考值	5.5-7.5	<0.5	2-3	10-20	30-50	571-1142	48-96
A 區	6.5	0.06	4.3	11	49	2371	504
B 區	6.3	0.06	3.8	10	89	2058	456
C 區	6.5	0.06	3.5	11	53	2247	447
D 區	7.3	0.05	3.2	50	40	2527	535

表三、宮莉筠農友農田土壤分析結果

項目 單位	酸鹼度	電導度 mS cm <sup>-1</sup>	有機質 %	磷	鉀	鈣	鎂
參考值	5.5-7.5	<0.5	2-3	10-20	30-50	571-1142	48-96
A 區	6.9	0.10	2.5	6	45	1633	262
B 區	6.6	0.06	2.8	5	76	1361	257

## 臺灣北部火山灰土壤碳存量空間變異與環境因子之關係

Spatial Variations of Soil Organic Carbon Stocks and the Related Environmental Factors in Volcanic Ash Soils in Northern Taiwan

崔君至<sup>1</sup>、劉曉南<sup>1</sup>、蔡呈奇<sup>2</sup>、陳尊賢\*<sup>1</sup>

1 國立臺灣大學農業化學系

2 國立宜蘭大學森林暨自然資源學系

\*email: soilchen@ntu.edu.tw

### 摘要

陽明山國家公園保存了臺灣僅有的火山地質景觀，也是世上少數位於亞熱帶的火山灰土壤之一。本研究在園區內採集不同海拔、坡向、植被、母質及土壤性質之代表性土壤樣點（深度 0-100 公分），並收集前人研究的土壤剖面數據，合計共有 113 個土壤剖面資料，探討土壤碳存量與環境因子之相關性。利用廣義線性混合模型 (generalized linear mixed model, GLMM) 探討環境因子對陽明山土壤有機碳存量的固定效應，結果顯示所有深度的土壤有機碳存量都受到有機碳濃度、地形相、坡向及海拔因子顯著影響 ( $p < 0.05$ )；常態化差異植生指標(NDVI)可顯著影響 0-30 公分及 0-50 公分土壤碳存量，坡度則顯著影響 0-50 公分及 0-100 公分土壤碳存量。由一般克利金法可推估陽明山國家公園土壤碳存量的空間分布，據本研究估算結果，園區內 0-30 公分土壤有機碳存量為 0.94 百萬噸，0-50 公分及 0-100 公分土壤有機碳量分別為 1.29 百萬噸及 1.63 百萬噸。

**關鍵詞：**土壤有機碳存量(soil organic carbon stock)、地形相(landform)、坡向(aspect)、海拔(elevation)、坡度(slope)、常態差異化植生指標(Normalized Difference Vegetation Index, NDVI)、一般克利金法(ordinary kriging)

### 前言

土壤的碳存量與其變動量對暖化效應影響甚鉅，土壤碳存量的估算也一直是近年來全球致力研究的焦點。火山灰土壤具有獨特的理化性質，研究指出灰燼土的碳存量平均而言高於大部分土綱 (Soil Order) (Bajtes, 1996; Eswaran et al., 1993)，陽明山國家公園為臺灣唯一之火山地形，因分區複雜、多數地形陡峭、部分區域箭竹與芒草生長茂密生長密集不易接近、人力及調查時間不足等限制，歷年來的土壤調查研究範圍都無法涵蓋全區，亦難用以進行準確的碳存量推估。本研究擬由時間、母質、氣候與地形因子詳細考量，希望調查範圍能涵蓋各地形區（包括不同坡向及海拔）、植被、母質及氣候，並整合過去與現況調查資料，估算出園區內的土壤碳存量，並探討外在因子（植物、凋落物、氣候、地形、土壤母質等）及內在因子（如土壤類型、pH、質地等）對土壤碳存量的影響。

## 材料與方法

### (一) 採樣位置

2015 年 10 月起至 2016 年 8 月採集土壤大小剖面共計 51 個，分布於中正山(CCS)、烘爐山(HLS)、面天山(MTS)、大屯山(TTS)、七星山(CHS)及魚路古道(KBL)等區域；此外，從相關文獻中收集 62 個土壤剖面資料，共計 113 個土壤剖面資料。

### (二) 野外採樣

小剖面採樣深度分為 0-15 cm、15-30 cm、30-50 cm、50-75 cm 及 75-100 cm，以土鑽挖掘土壤剖面(或挖到母岩為止)，取出適量土壤。代表性大剖面之挖掘按照美國農部調查手冊 (Soil Survey Staff, 1993) 進行。所有土壤剖面均記錄各深度含石量 (> 2 mm)，以土罐法(soil core method)測定各深度土壤總體密度 (soil bulk density, Bd)。各土壤剖面在野外之地形位置、坡度、海拔高度、植被、座標位置亦加以記錄。

### (三) 實驗室分析

土壤經自然風乾、研磨、過篩(< 2 mm)，混合均勻後裝入塑膠罐備用，以 Walkley-Black 濕式氧化法 (Nelson and Sommers, 1982) 分析土壤有機碳含量，再以下列公式計算土壤碳存量：

(2) 土壤碳存量：利用下列算式計算土壤不同深度之碳貯存量：

$$T_d = \sum_{i=1}^k \rho_i \times P_i \times D_i \times (1-S_i)$$

其中  $T_d$ ：單位面積定土壤深度(d)下土壤有機碳的總量( $Mg/m^2$ )

$\rho_i$ ：土壤層次 i 的總體密度( $Mg m^{-3}$ )

$P_i$ ：土壤層次 i 的有機碳含量(g C/g soil)

$D_i$ ：土壤層次 i 的厚度(m)

$S_i$ ：土壤層次 i 中直徑> 2 mm 的比例(%)

### (四) 統計分析

為能瞭解影響土壤有機碳存量的環境因子，除野外採樣時紀錄樣點之所在座標、坡度、坡向、海拔及地理位置之外，另以 10 m 的數值高程模型 (DEM) 利用 ArcGIS 10.2 軟體產生每個土壤樣點對應的地形濕潤指數(TWI)、地形粗糙度(TRI) 及剖面曲率(slope of slope, SlopeR)；針對文獻中缺乏坡度及坡向記錄的研究樣點，亦代入座標位置將之求出。對於地表植物的觀測常利用常態化差異植生指標(NDVI)來監測，本研究採用由 MODIS 取得的衛星影像產生陽明山國家公園內研究樣點的 NDVI 值。本研究參考巫宗南(1990) 對陽明山國家公園的地形系統分區，將現有土壤樣點分成五個地形相(landform)；又，陳文恭及蔡清彥(1983)指出陽明山國家公園內的氣候與地形息息相關，故本研究考量兩因子之交互作用對土壤有機碳含量的影響，亦重新將巫宗南(1990)的地形系統整併成四個新坡向區(new\_asp)，如圖 1 所示。

收集上述各環境變數之後，將 113 個土壤樣點所估算之土壤有機碳存量，分成 0-30 公分、0-50 公分及 0-100 公分之不同深度，採用伽馬分配 (gamma distribution) 的廣義線性混合模型 (generalized linear mixed model, GLMM)，分析坡度(slope)、地形相(landform)、坡向(new\_asp)、海拔(elevation)、有機碳濃度(SOC1~SOC3)、TWI、TRI、SlopeR 及 NDVI 等變數之固定效應 (fixed effect)，以 SAS 9.4 版軟體的 GLIMMIX procedure 執行分析。

### (五) 空間推估

由於土壤性質的變異通常具有空間相依性，因此，本研究亦採用地理統計法預測陽明山國家公園土壤有機碳存量的空間分布。以各樣點之 X、Y 座標及不同深度之有機碳存量，利用 GS plus 5.1 版地理統計軟體進行資料的變異函數結構分析，分別求出 0-30 公分、0-50 公分及 0-100 公分等不同深度土壤有機碳存量的最佳配套模式，再將所求出的最佳模式參數，利用 ArcGIS 10.2 軟體以一般克利金法 (ordinary kriging) 內插繪製陽明山國家公園之土壤有機碳存量分布圖。

## 結果與討論

### (一) 土壤樣體之有機碳存量

本研究 2015-2016 年採集 51 個土壤樣體有機碳濃度、總體密度及含石量如表 1 所列。研究區中，0-30 公分土壤總體密度平均值以烘爐山及中正山最高，其次為魚路古道及面天山，大屯山再次之，七星山最低。30-50 公分土壤總體密度平均值大小排序依次為：中正山  $\geq$  烘爐山、魚路古道  $\geq$  大屯山、面天山  $>$  七星山，50-100 公分的土壤總體密度比上面兩層高，除了七星山顯著較低之外 ( $0.52 \pm 0.08 \text{ Mg m}^{-3}$ )，其他研究區之間 ( $0.79 - 0.96 \text{ Mg m}^{-3}$ ) 沒有顯著差異 ( $p < 0.05$ )。

表土 0-30 公分的土壤有機碳濃度變異較大，以七星山顯著最高 ( $141 \pm 43 \text{ g kg}^{-1}$ )，中正山 ( $35.0 \pm 12.3 \text{ g kg}^{-1}$ ) 及烘爐山 ( $34.5 \pm 7.8 \text{ g kg}^{-1}$ ) 土壤顯著最低，平均值相差約 4 倍。30-50 公分土壤有機碳濃度仍以七星山最高 ( $86.0 \pm 38.7 \text{ g kg}^{-1}$ )，約為面天山及大屯山的 2 倍，烘爐山、中正山及魚路古道皆低於  $20 \text{ g kg}^{-1}$ 。50-100 公分土壤有機碳平均濃度也是以七星山最高 ( $63.4 \pm 22.2 \text{ g kg}^{-1}$ )，其他研究區之間沒有顯著差異 ( $p > 0.05$ )。整體而言，陽明山國家公園內的土壤總體密度較低、有機碳濃度較高，此因火山灰土壤特殊的理化特性，例如含有較抗分解的有機化合物、土壤有機質的空間構造使微生物不易到達而分解、和鐵鋁形成抗分解的有機質-金屬錯合物，或是因土壤 pH 值低且鋁含量較高而抑制微生物活性等，都是火山灰土壤保存較多有機碳的可能機制。

51 個土壤樣體的碳存量估算結果如表 2，表土 0-30 公分土壤有機碳存量以大屯山最高 ( $15.3 \pm 5.5 \text{ kg C m}^{-2}$ )，七星山 ( $14.2 \pm 3.2 \text{ kg C m}^{-2}$ )、面天山 ( $14.0 \pm 4.1 \text{ kg C m}^{-2}$ ) 及魚路古道 ( $10.2 \pm 3.7 \text{ kg C m}^{-2}$ ) 的土壤碳存量次之，烘爐山及中正山的表土有機碳存量最低。0-50 公分土壤有機碳存量在七星山、大屯山及面天山之間無顯著差異，皆高於  $20 \text{ kg C m}^{-2}$ ，魚路古道、烘爐山及中正山之間亦無顯著差異。

100 公分以內土壤有機碳存量高低趨勢與 0-50 公分土壤相似，也是以七星山（超過  $30 \text{ kg C m}^{-2}$ ）、大屯山及面天山最高，魚路古道、烘爐山及中正山較低且無顯著差異。

## （二）陽明山國家公園土壤碳存量與環境因子的關係

表 3 為利用廣義線性混合模型 (generalized linear mixed model, GLMM) 探討環境因子對陽明山土壤有機碳存量的固定效應。初步分析顯示，顯著影響 0-30 公分土壤有機碳存量的因子包括：地形相(landform)、坡向(new\_asp)、海拔(elevation)、0-30 公分土壤有機碳濃度(SOC1)及常態化差異植被指標(NDVI) ( $p < 0.05$ )。顯著影響 0-50 公分土壤有機碳存量的因子包括：坡度(slope)、地形相(landform)、坡向(new\_asp)、海拔(elevation)、0-30 公分及 30-50 公分土壤有機碳濃度(SOC1 & SOC2)及常態化差異植被指標(NDVI)。顯著影響 0-100 公分土壤有機碳存量的因子包括：坡度(slope)、地形相(landform)、坡向(new\_asp)、海拔(elevation)、30-50 公分及 50-100 公分土壤有機碳濃度(SOC2 & SOC3)。

不同深度的土壤有機碳存量在不同地形相、坡向及海拔之間均有顯著差異 ( $p < 0.05$ )。常態化差異植被指標 (NDVI) 被視為可反映植被地上部之生長量，本研究發現 NDVI 顯著影響研究區內表土 0-30 公分及 0-50 公分土壤有機碳存量 ( $p < 0.05$ )，當剖面深度增加為 0-100 公分，植被的影響效應減弱( $p > 0.05$ )；反之，坡度因子對表土 0-30 公分土壤有機碳存量無顯著效應，當土壤深度增加為 0-50 公分及 0-100 公分，土壤有機碳存量受坡度的影響變得較為顯著( $p < 0.05$ )。換言之，陽明山國家公園深度 0-30 公分土壤有機碳存量較受植被差異影響，隨著估算的深度增加，越容易受到地形中的坡度因子影響。

## （三）陽明山國家公園土壤碳存量之空間變異

圖 2 明顯看出在深度 0-30 公分土壤中，有機碳存量最高處位於大屯山區、其次為面天/向天山區及七星山，目前資料顯示：碳存量高的土壤分布在陽明山國家公園中央區往南及往西方向較高海拔處；中央往北、往東及東南方向的土壤碳存量較低。對照陽明山國家公園地形可知，土壤有機碳存量的空間分布與園區內的海拔走勢並非完全一致，例如小觀音山至竹子山之間的軍事管制區，海拔高於 800 公尺，但土壤有機碳存量不高，前人研究(蔡呈奇，2008)的調查資料顯示此區土壤含石量高，土壤深度較淺且有機碳濃度相對較低。就巫宗南(1990)之地形系統分區(圖 1)而言，有機碳存量較高的土壤分布在叢集山峰區(B-I、B-II)及西側山峰階地區(C-I)區。就氣候區而言，以大屯、七星為中心向四周擴展、海拔五百公尺以上屬於中央山區(陳文恭和蔡清彥，1983)，其氣候特色包括：冬季氣溫較低；位處東北季風之迎風面而雨量較高，且雨量隨海拔而增加；濕度高、蒸發散量少等。但同樣在高海拔且位於中央山區的條件下，大屯山和七星山以北及以東的區域有機碳存量明顯較低，可能因植被生長及有機碳的輸入受東北季風氣候影響而造成迎風坡與背風坡之間的差異。

如前所述，廣義線性混合模型 (GLMM) 的分析結果顯示 0-30 公分土壤有機碳存量受地形相、坡向、海拔等環境因子顯著影響(表 3)，圖 2 則採用一般克利金法，僅利用土壤有機碳存量之空間相依性進行推估所得到的預測，由圖中能清楚看出 0-30 公分土壤有機碳存量在不同海拔、地形相及坡向之間呈現出差異，圖 3 (0-50 公分土壤碳存量) 和圖 4 (0-100 公分土壤碳存量) 亦然。因此，在發展出更適合的預測模型之前，用一般克利金法推估陽明山國家公園土壤有機碳存量的空間分布應具有一定的可信度，惟應持續收集相關文獻及樣點資料做進一步的驗證。

本研究依一般克利金法的推估結果，在  $100\text{ m} \times 100\text{ m}$  的空間解析度、總面積以 11,272 公頃計 (實際面積為 11,338 公頃)，估算出陽明山國家公園內 0-30 公分土壤有機碳存量為 0.94 百萬噸 ( $0.94\text{ Mt}$ )，深度 0-50 公分及 0-100 公分土壤有機碳存量各為 1.29 及 1.63 百萬噸。

### 結論

1. 本研究 2015 年至 2016 年採集的 51 個土壤剖面中，表土 0-30 公分土壤有機碳存量以大屯山最高 ( $15.3 \pm 5.5\text{ kg C m}^{-2}$ )，七星山( $14.2 \pm 3.2\text{ kg C m}^{-2}$ )、面天山 ( $14.0 \pm 4.1\text{ kg C m}^{-2}$ )及魚路古道( $10.2 \pm 3.7\text{ kg C m}^{-2}$ )的土壤碳存量次之，烘爐山及中正山的表土有機碳存量最低。0-50 公分土壤有機碳存量在七星山、大屯山及面天山之間無顯著差異，皆高於  $20\text{ kg C m}^{-2}$ ，魚路古道、烘爐山及中正山之間亦無顯著差異。100 公分以內土壤有機碳存量高低趨勢與 0-50 公分土壤相似，也是以七星山 (超過  $30\text{ kg C m}^{-2}$ )、大屯山及面天山最高，魚路古道、烘爐山及中正山較低且無顯著差異。
2. 利用廣義線性混合模型 (generalized linear mixed model, GLMM) 探討環境因子對陽明山土壤有機碳存量的固定效應，結果顯示所有深度的土壤有機碳存量都受到有機碳濃度、地形相、坡向及海拔因子顯著影響 ( $p < 0.05$ )；常態化差異植生指標(NDVI) 可顯著影響 0-30 公分及 0-50 公分土壤碳存量，坡度則顯著影響 0-50 公分及 0-100 公分土壤碳存量。
3. 由一般克利金法可推估陽明山國家公園土壤碳存量的空間分布，據本研究估算結果，園區內 0-30 公分土壤有機碳存量為 0.94 百萬噸，0-50 公分及 0-100 公分土壤有機碳量分別為 1.29 百萬噸及 1.63 百萬噸。

### 參考文獻

- 巫宗南，1990。陽明山國家公園之地形分類及其成因。國立臺灣大學地理學研究所論文。
- 林哲郁，2016。臺灣北部烘爐山森林土壤之特性化育與分類。國立臺灣大學農業化學系碩士論文。
- 陳文恭、蔡清彥。1983。陽明山國家公園之氣候。內政部營建署陽明山國家公園管理處委託研究報告。62 頁。
- 陳尊賢、黃政恆。1991。臺灣地區具有烏黑披被層火山灰土壤之特性與黏土礦物。

- 中國農業化學會誌，29(4):415-426.
- 黃政恆、陳尊賢、王明果。1993。大屯山東北側火山灰土壤的性質與黏土礦物。  
中國農業化學會誌，31(3):325-339.
- 黃政恆、陳尊賢、王明果。1994。大屯山與面天山間火山熔岩母質來源土壤的性  
質與分類。中國農業化學會誌，32(3):294-308.
- 黃政恆、陳尊賢。1990。七星山地區兩個火山灰土壤之特性、化育與分類。中國  
農業化學會誌，28(2):135-147.
- 黃政恆、陳尊賢。1992。七星山東北側火山灰土壤之性質與分類。中國農業化學  
會誌，30(2):216-228.
- 黃政恆。1990。七星山與紗帽山火山岩來源土壤之特性、化育與分類。國立臺灣  
大學農業化學研究所碩士論文。
- 蔡呈奇，2002。應用地域分析與地理資訊系統繪製土壤圖：以臺灣北部火山灰土  
壤為例。國立臺灣大學農業化學系博士論文。
- 蔡呈奇，2008。陽明山國家公園全區土壤分析調查。內政部營建署陽明山國家公  
園管理處委託研究報告。76 頁。
- 鄭亦均，2014。兩個不同風化時間的地形序列中火山土壤特性比較。國立臺灣大  
學農業化學系碩士論文。
- Asio, V. B and Z. S. Chen. 1998. Study of andesite weathering in northern Taiwan  
using micromorphological approaches. 臺灣林業科學 13(4): 259-269.
- Batjes, N.H. 1996. Total carbon and nitrogen in the soils of the world. Eur. J. Soil Sci.  
47: 151-163.
- Blake, G.R., and K.H. Hartge. 1986. Bulk density. In A. Klute (ed). Methods of soil  
analysis. Part 1. 2nd ed. Agron. Monogr.9. ASA and SSSA, Madison, WI. pp.  
363-375.
- Chen, Z. S. and Z. Y. Hseu. 1997. Total organic carbon pool in soils of Taiwan. Proc.  
National Sci. Council ROC. Part B: Life Sci. 21: 120-127.
- Chen, Z. S., T. C. Tsou, V. B. Asio, and C. C. Tsai. 2001. Genesis of Inceptisols on a  
volcanic landscape in Taiwan. Soil Science 166 (4): 255-266.
- Chen, Z. S., V. B. Asio, and D. F. Yi. 1999. Characteristics and genesis of volcanic  
soils along a toposequence under a subtropical climate in Taiwan. Soil Science  
164 (7): 510-525.
- Chen, Z.S., T.C. Tsou, V.B. Asio, and C.C. Tsai. 2001. Genesis of Inceptisols on a  
volcanic landscape in Taiwan. Soil Science 166: 255-266.
- Chen, Z.S., V.B. Asio, and D.F. Yi. 1999. Characteristics and genesis of volcanic soils  
along a toposequence under a subtropical climate in Taiwan. Soil Sciene 164:  
510-525.
- Eswaran, H., E. van den Berg, and P. Reich. 1993. Organic carbon in soils of the  
world. Soil Sci. Soc. Am. J. 57: 192-194.
- Mora, J.L., J.A. Guerra, C.M. Armas-Herrera, C.D. Arbelo, and A. Rodríguez-  
Rodríguez. 2014. Storage and depth distribution of organic carbon in volcanic  
soils as affected by environmental and pedological factors. Catena 123: 163-175.
- Nelson, D.W., and L.E. Sommers. 1982. Total carbon, OC, and organic matter. p.  
539-577. In A.L. Page et al. (eds.) Methods of Soil Analysis, Part 2. 2nd ed.  
Agron. Monogr. 9. ASA and SSSA, Madison, WI, USA.
- Tsai, C.C., and Z.S. Chen. 2011. Volcanic ash soils in Taiwan: Properties, genesis and  
ecology. Nova Sci. Publisher, Inc. Vol. 5: 284-305.
- Tsai, C.C., Z. S. Chen, Z. Y. Hseu, C. T. Duh, and H. Y. Guo. 2010. Organic carbon  
storage and management strategies of the forest soils based on the forest soil

survey database in Taiwan. pp. 85-102. Chen, Z.S. and Agus, F. (Eds.) In: Proceedings of the international workshop on the evaluation and sustainable management of soil carbon sequestration in Asian countries. Food and Fertilizer Technology Center (FFTFC), Bogor, Indonesia, Sep 27-Oct 2, 2010.  
Tsui, C.C., C.C. Tsai, and Z.S. Chen,. 2013. Soil organic carbon stocks in relation to elevation gradients in volcanic ash soils of Taiwan. Geoderma 209-210: 119-127.

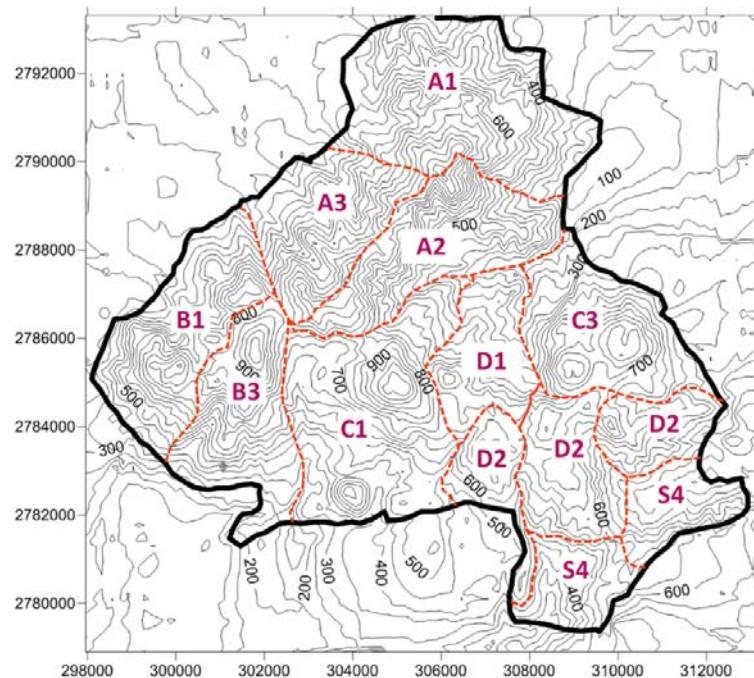


圖 1、研究區域之地形(landform)、坡向(new\_asp)分區圖

**表 1、本計畫第一年及第二年採集 51 個土壤樣體之平均總體密度、有機碳濃度及含石量**

	面天山 (n=10)	烘爐山 (n=8)	中正山 (n=10)	七星山 (n=8)	大屯山 (n=8)	魚路古道 (n=7)
<b>0-30 cm</b>						
Bulk density (Mg m <sup>-3</sup> )	0.65 ± 0.19 <sup>ab</sup>	0.76 ± 0.12 <sup>a</sup>	0.74 ± 0.08 <sup>a</sup>	0.37 ± 0.10 <sup>c</sup>	0.56 ± 0.12 <sup>b</sup>	0.70 ± 0.11 <sup>ab</sup>
SOC (g kg <sup>-1</sup> )	76.1 ± 22.6 <sup>bc</sup>	34.5 ± 7.8 <sup>d</sup>	35.0 ± 12.3 <sup>d</sup>	141 ± 43 <sup>a</sup>	100 ± 53 <sup>b</sup>	50.0 ± 12.2 <sup>cd</sup>
Stoniness (%)	1.35 ± 3.36	8.25 ± 8.19	12.7 ± 6.7	3.96 ± 5.26	0.42 ± 1.18	4.02 ± 6.53
<b>30-50 cm</b>	(n=10)	(n=8)	(n=10)	(n=8)	(n=8)	(n=7)
Bulk density (Mg m <sup>-3</sup> )	0.75 ± 0.13 <sup>b</sup>	0.86 ± 0.17 <sup>ab</sup>	0.94 ± 0.07 <sup>a</sup>	0.50 ± 0.15 <sup>c</sup>	0.76 ± 0.15 <sup>b</sup>	0.84 ± 0.12 <sup>ab</sup>
SOC (g kg <sup>-1</sup> )	44.7 ± 20.5 <sup>b</sup>	18.5 ± 5.5 <sup>bc</sup>	15.8 ± 4.5 <sup>c</sup>	86.0 ± 38.7 <sup>a</sup>	41.5 ± 23.6 <sup>bc</sup>	18.2 ± 4.1 <sup>bc</sup>
Stoniness (%)	7.58 ± 12.38	16.7 ± 14.4	24.3 ± 10.2	11.9 ± 12.5	10.8 ± 16.9	7.29 ± 6.32
<b>50-100 cm</b>	(n=10)	(n=7)	(n=10)	(n=7)	(n=6)	(n=7)
Bulk density (Mg m <sup>-3</sup> )	0.79 ± 0.13 <sup>a</sup>	0.87 ± 0.14 <sup>a</sup>	0.96 ± 0.07 <sup>a</sup>	0.52 ± 0.08 <sup>b</sup>	0.81 ± 0.16 <sup>a</sup>	0.85 ± 0.11 <sup>a</sup>
SOC (g kg <sup>-1</sup> )	23.5 ± 10.6 <sup>b</sup>	12.6 ± 3.0 <sup>b</sup>	10.4 ± 2.7 <sup>b</sup>	63.4 ± 22.2 <sup>a</sup>	24.5 ± 13.6 <sup>b</sup>	14.7 ± 3.5 <sup>b</sup>
Stoniness (%)	22.7 ± 27.4	25.9 ± 22.8	44.6 ± 11.2	30.9 ± 22.5	25.0 ± 17.4	37.0 ± 12.7

(同一列不同字母表示處理間達  $\alpha=0.05$  之顯著差異水準)

**表 2、本計畫第一年及第二年採集 51 個土壤樣體之土壤有機碳存量 (kg C m<sup>-2</sup>)**

	面天山 (n=10)	烘爐山 (n=8)	中正山 (n=10)	七星山 (n=8)	大屯山 (n=8)	魚路古道 (n=7)
<b>0-30 cm</b>	14.0 ± 4.1 <sup>ab</sup>	7.07 ± 1.25 <sup>c</sup>	6.51 ± 1.53 <sup>c</sup>	14.2 ± 3.2 <sup>ab</sup>	15.3 ± 5.5 <sup>a</sup>	10.2 ± 3.7 <sup>bc</sup>
<b>0-50 cm</b>	(n=10)	(n=8)	(n=10)	(n=8)	(n=8)	(n=7)
	20.0 ± 5.9 <sup>a</sup>	9.60 ± 1.40 <sup>b</sup>	8.73 ± 1.78 <sup>b</sup>	21.3 ± 6.1 <sup>a</sup>	20.6 ± 7.6 <sup>a</sup>	13.0 ± 4.1 <sup>b</sup>
<b>0-100 cm</b>	(n=10)	(n=7)	(n=10)	(n=7)	(n=6)	(n=7)
	27.5 ± 9.6 <sup>a</sup>	13.6 ± 2.4 <sup>b</sup>	11.5 ± 2.2 <sup>b</sup>	33.7 ± 13.4 <sup>a</sup>	28.7 ± 10.8 <sup>a</sup>	16.9 ± 4.2 <sup>b</sup>

表 3、以廣義線性混合模型(GLMM)探討陽明山國家公園環境因子對土壤有機碳存量之固定效應(fixed effect) 結果

Fixed effect	SOC stock (0-30 cm)				SOC stock (0-50 cm)				SOC stock (0-100 cm)			
	Num DF	Den DF	F	Pr > F	Den DF	F	Pr > F	Den DF	F	Pr > F		
Slope	1	69	2.78	0.100	68	4.59	<b>0.036</b>	67	5.06	<b>0.028</b>		
Landform	3	69	3.78	<b>0.014</b>	68	6.19	<b>0.001</b>	67	10.5	<b>&lt;0.0001</b>		
New_asp	2	69	5.36	<b>0.007</b>	68	5.11	<b>0.009</b>	67	5.31	<b>0.007</b>		
Elevation	1	69	4.48	<b>0.038</b>	68	6.20	<b>0.015</b>	67	4.54	<b>0.037</b>		
SOC1	1	69	45.9	<b>&lt;0.0001</b>	68	10.3	<b>0.002</b>	67	2.59	0.112		
SOC2	1	--	--	--	68	12.4	<b>0.001</b>	67	12.8	<b>0.001</b>		
SOC3	1	--	--	--	--	--	--	67	5.73	<b>0.020</b>		
TWI	1	69	0.79	0.376	68	0.70	0.407	67	0.32	0.571		
TRI	1	69	0.53	0.469	68	0.77	0.384	67	1.58	0.214		
SlopeR	1	69	0.34	0.563	68	0.68	0.413	67	1.12	0.294		
NDVI	1	69	5.87	<b>0.018</b>	68	5.28	<b>0.025</b>	67	3.84	0.054		

Slope: 野外紀錄或由 DEM 產生(缺紀錄者)之坡度數據。Landform: 根據巫宗南(1990)的地形系統分類。New\_asp: 依據受氣候影響程度而重新分類之坡向。Elevation: 野外紀錄的海拔數據。SOC1, SOC2, SOC3: 0-30 公分、30-50 公分及 50-100 公分之土壤有機碳濃度。TWI: 地形濕潤指數 (topographic wetness index); TRI: 地形粗糙度(terrain roughness index); SlopeR: 剖面曲率(slope of slope); 以上三變數由 DEM 產生。NDVI: 常態化差異植被指標 (Normalized Difference Vegetation Index)。

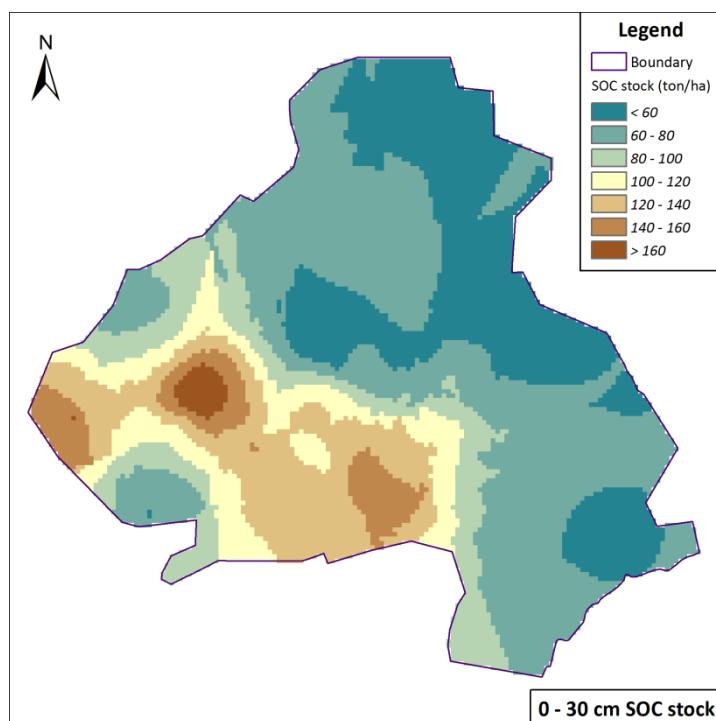


圖 2、陽明山國家公園 0-30 公分土壤有機碳存量之空間分布推估

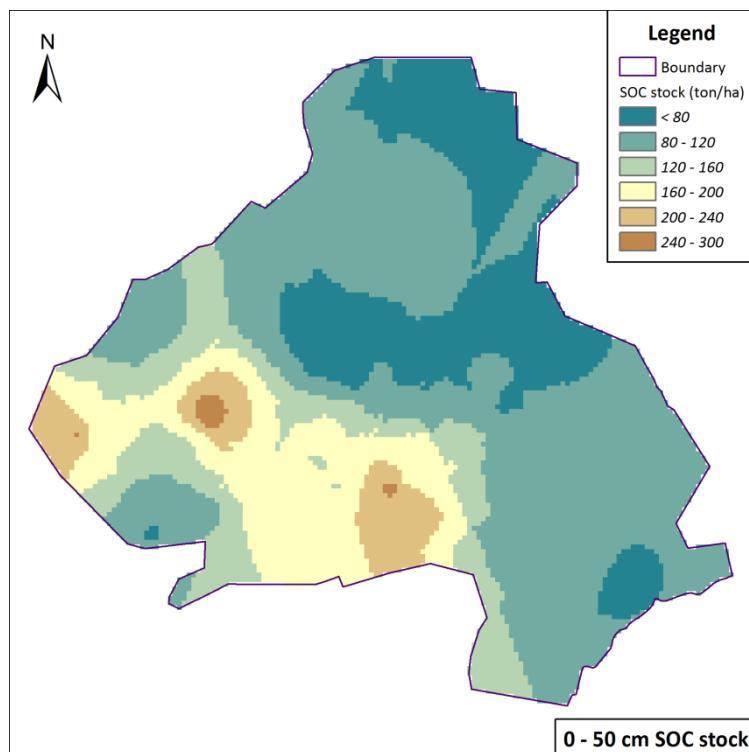


圖 3、陽明山國家公園 0-50 公分土壤有機碳存量之空間分布推估

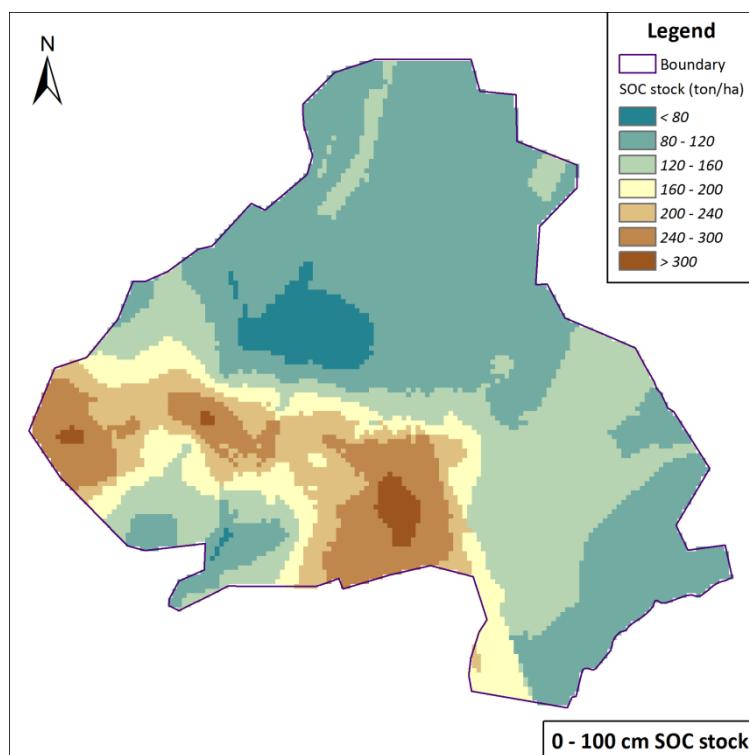


圖 4、陽明山國家公園 0-100 公分土壤有機碳存量之空間分布推估

## 遙感探測技術在土壤科學之應用

王依蘋、申雍\*

國立中興大學土壤環境科學系

\*E-mail: yshen@nchu.edu.tw

### 摘要

為減少農業生產過程中所產生的非點源污染對環境與生態的危害，「精準農業」是未來農業的重要發展方向之一，而應用「遙測科技」快速獲得有關田間作物生育性狀、營養狀態和產量的空間分佈資訊，以及協助辨識潛在土壤限制因子與田間管理組圖的規劃，則是實施「精準農業」所需的關鍵性技術，本文主要介紹中興大學農業暨自然資源學院「遙感探測核心實驗室」在此方面的研究進展。

關鍵字：精準農業、遙感探測、水稻、氮營養、產量、土壤限制因子。

### 前言

「傳統農業」生產常忽略由於天然因素和人為操作所引起之田間的時空變異，且常憑農民個人之經驗決定施肥的時間與用量，不僅無法達到依作物營養狀況調整施用量與施用時機的精準管理目標，反而經常發生化肥過量施用的狀況。化肥過量施用會導致地下水質劣化、地面水體優養化、以及加速氣候暖化等問題，對生態環境產生負面衝擊，已引起全球科學界的嚴重關切(Follett and Hatfield, 2001; Galloway and Cowling, 2002; Rockstrom et al., 2009)。因此如何避免過量施肥，以減少非點源汙染和降低 N<sub>2</sub>O 的排放，已成為農業能否永續發展的關鍵性議題。

「精準農業」(precision agriculture, site-specific farming)要求能精確掌握氣候和土壤之時間與空間的變異，以及其對農作物生育的影響，使能經由肥培、施藥等栽培管理手段，進行高效率的農業經營與管理，並減少由農業所產生之非點源污染(non-point pollution)，進而達到提高生產利潤，保護生態環境的目標，使農業得以永續發展(Castelnuovo, 1995)。目前農業界對於作物栽培、土壤與肥培管理、病蟲害防治等不同專業之知識與技術已有相當程度之掌握，較為欠缺的則是相關知識與技術的整合，其中尤以如何能夠快速且準確的鑑別並區分出田間作物生長性狀、營養狀況、和土壤限制因子的空間分佈，並據以規劃出田間作物的管理組圖，是當前「精準農業」多種面向研究中最關鍵的技術。

「遙感探測」利用非直接接觸的方法進行地物性狀的測定，能快速進行田間大面積的調查，不僅可以達到及時提供所需資訊的要求，並可節省所需的時間、經費、和人力。因此，遙測技術已成為發展「精準農業」的必要工具。中興大學

農資學院「遙感探測核心實驗室」除協助院內同仁進行遙感探測相關研究外，也致力於開發實施精準農業所必需的相關遙感探測技術。以下將分別就過去完成的部分工作，與各位會友分享。

### 稻株營養狀況檢測

作物葉片中葉綠素含量和葉面積指數與植體的氮含量通常呈現正比的關係，隨著植體氮含量之增加，植被可見光段的反射率會下降，但近紅外光段的反射值會升高，不同植被指數都曾被用於偵測作物的氮營養狀態。Lee et al. (2008)指出水稻的氮營養狀況可利用植被指數 SRVI、NDVI、和一次微分值  $dR/d\lambda|_{735}$  等特徵值進行鑑別，但是 SRVI 和 NDVI 只能區別稻株體內氮素是否嚴重缺乏， $dR/d\lambda|_{735}$  則可以分辨稻株體內氮素的濃度。Lee et al. (2011)進一步指出  $dR/d\lambda|_{735}$  不僅可以反映葉片中葉綠素的含量外，也能凸顯不同氮肥處理葉片結構上的差異。此外，一次微分也具有去除土壤背景反射干擾之功能。因此使用式(1)作為鑑別穗肥施用時稻株體內氮營養狀況的遙測模式。

$$N(\%) = 0.151 + 187.82 dR/d\lambda|_{735} \quad (1)$$

Lee et al. (2008)針對此模式在不同年期與地區進行的驗證試驗指出，利用遙測模式所推估之稻株體內氮濃度與相對應之植體化學分析值，均呈現 1:1 的線性相關與分佈，顯示所研發之稻株氮營養狀況遙測模式具有適用於不同地點、不同年期、與不同期作的能力，殘差分析則顯示利用遙測模式推估植體氮濃度的準確度應在  $\pm 0.5\%$  以內。Lee et al. (2007)曾以直升機搭載自製的簡易高光譜儀，Wang et al. (2008)則利用機載高光譜儀，取得應用式(1)所需之遙測影像，進而繪製成田間稻株氮含量的空間分佈圖。

### 水稻生長/產量檢測

Chang et al. (2005)利用多年期地真水稻植被反射光譜測定資料，指出在孕穗期間水稻植被反射光譜中綠光段(G)、紅光段(R)、和近紅外光段(NIR)的動態變動最小，因此適合作為建立推估當期作水稻產量之遙測模式的自變數，並利用波段比值(NIR/RED、NIR/GRN)建立估測水稻產量所需之複迴歸模式。Wang et al. (2010)則修正更新推估一、二期作產量的遙測模式如式(2a, b)所示。

$$Y(T ha^{-1}) = 1.96 (NIR/GRN) - 0.658 (NIR/RED) - 1.50 \quad (2a)$$

$$Y(T ha^{-1}) = 1.96 (NIR/GRN) - 0.729 (NIR/RED) - 1.64 \quad (2b)$$

其中 NIR/GRN 和 NIR/RED 分別反應與產量密切相關之光合能力活性和葉面積指數；在多種土壤和氣候環境、以及品種和氮肥用量條件下進行的驗證試驗則指出，應用式(2)推估產量的均方根誤差小於  $0.7T ha^{-1}$ 。

Wang et al. (2010)並應用 ENVI FLAASH 完成 SPOT 衛星影像的大氣改正作業，繼而應用式(2)進行鄉鎮尺度水稻單位面積產量之推估，結果指出應用孕穗期影像推估單位面積產量的準確度與農糧署利用人工坪割方式進行之鄉鎮產量調查誤差相似。由於利用遙測影像推估鄉鎮尺度單位面積產量時所使用的樣點數

遠多於現行鄉鎮產量調查的坪割點數，因此推估結果應更為接近實際狀況，且能在收穫前約1個月即可完成當期作的產量推估，不僅有助於主管機關和糧商對於當期作稻米產量之掌握，也可作為對稻農受災補助/補償的參考依據。

為能有效監測各地水稻的生育狀況，Wang et al. (2012a)則已開發由空間解析度500m的MODIS影像，萃取出僅屬於水稻田反射光譜資訊的技術，可以針對整個台灣地區，進行以8天為周期的水稻生育狀況定期監測，對於水稻是否遭受農業氣象災害、受害區域、以及受害程度，可以提供即時且精確的資訊。\\

### 土壤潛在限制因子判釋

由領域專家依據田間作物的表現和土壤特性規劃而成的田間管理組圖(field management zone)是精準農業實施變率施肥操作的依據。但是，由於作物、土壤、和氣候因子間有複雜且動態的相關關係，因此田間管理組界線的區劃是非常困難的工作。此外，潛藏的土壤限制因子通常不易被察覺，且常成為導致過量施肥的原因。傳統土壤調查報告中之繪圖單位雖曾被引用做為管理組規劃的依據，但其空間解析度通常不適宜作為實施精準農業的田間管理組圖規劃使用。若擬對田間土壤進行更細密的理化特性分析，由於田間土壤性狀普遍具有空間分佈不均的特性，則必須面對取樣數目、取樣位置、以及分析項目的抉擇，錯誤的決定不僅導致時間、人力、和經費的巨大浪費，且無法正確辨識出潛藏的土壤限制因子，更遑論進行適切的田間管理組圖規劃。

比對田間作物的產量分佈圖與土壤性質分佈圖，是發掘潛在土壤限制因子及分佈位置的重要方法之一。但是，田間產量分佈圖除具有空間上的異質性外，尚具有時間不穩定的特性。因此必須採用多年期的產量分布圖才得以劃出適當的田間管理組圖。然而，絕大多數的農地都缺少多年期的產量空間分佈資料以供進行必要的產量時空分佈變異分析，因此造成精準農業觀念在推廣應用時的瓶頸。

Wang (2012b)以台中縣外埔鄉一處約100ha水稻田區為例，先利用SPOT衛星影像和式(2)獲得2006-2009年一、二期作的產量空間分布圖，並據以進行當地產量的時空變異分析，再依據分析結果規劃土壤採樣位置和分析項目，並同時進行水稻生長性狀調查。整合土壤特性分析和水稻生長性狀調查資料後，歸納得知該樣區因土壤質地偏粗，氮肥淋洗損失大，一、二期作穀粒產量主要依局地淋洗損失程度決定，因此建議當地農民宜減少基肥用量，並採用少量多次的方式施用追肥。至於其中一期作屬於高產田，但二期作卻變為低產田的部分田區，主要由於局地土壤中黏粒含量略高，二期作生育初期形成之過多葉面積，在生育後期反而影響穀粒的充實，因此建議這些田區二期作之基肥和追肥用量宜再降低。

Wang et al. (2015)則針對嘉義縣水稻主要栽培區域選擇約14,000ha的研究樣區，利用由衛星影像獲得之2004-2010年一、二期作的產量空間分布圖，搭配傳統土壤調查調查報告的地理資訊圖層，應用資料探勘統計技術進行關聯性分析。分析結果指出在該研究樣區內穩定低產區域的土壤限制因子可分為三大類，1. 土壤  $pH > 8$ ，2. 內部排水速度快，及 3. 根圈還原程度高，並據以劃出受此三大

類限制因子影響的分佈區域圖。透過辨識導致低產的因素和影響機制，即可有效的針對各低產因素進行所應採行之栽培管理措施的建議。

### 土壤有機物含量偵測

為避免受植被遮蔽之影響，許多土壤性質可以採用近端感測(Proximal Sensing)的方式進行測定(Malley et. al., 2004; Lu et. al., 2013)。戴逸豪(2017)已初步建立應用 400-2500 nm 反射光譜偵測土壤有機物含量的系列技術，包括由反射光譜判釋土壤水分是否適當的標準，以及利用壓錠方式去除土壤樣品質地和表面粗造度對反射光譜的影響，檢測準確度驗證結果指出 RMSE 界於 0.9% ~1.8% 間，已可達到快速建立土壤有機質分布圖的要求。目前正累積更多驗證數據，並開發適合於田間使用的偵測設備中。

### 日射量與蒸發散量估測

入射日射量不僅直接影響作物光合成量，對於多種農業、氣象與水資源相關研究也是極為重要的參數。中央氣象局雖然設有全天空太陽輻射儀觀測站，但全台灣地區僅約二十餘站，且多分布於沿海平原地區，由於缺乏日射量的空間資訊分佈，因此以往許多研究成果，並無法推廣至測站所在處的其他區域進行應用。Syu et al. (2016)利用地球同步氣象衛星影像，應用 Heliosat-3 方法，可以得到逐時、逐日或更長周期的日射量，其準確度比應用缺乏定期校正之中央氣象局日射量觀測資料更為可靠。

蒸發散量(ET)是水循環中關鍵的一環，決定了地表的水、熱傳輸與平衡，也是估算區域蒸發散水分損失、作物產量與水分利用效率、以及擬定農地灌溉計畫等與水資源利用與規畫的基礎。Syu et al. (2016)已建立由日射量估算盆面蒸發量的技術，Yao et al.(2017)則進一步建立將由盆面蒸發量估算潛在蒸發散量的技術，並應用分布於水稻田、濕地、森林等數種地貌之水分通量長期觀測資料，建立推估實際蒸發散量所需的作物係數。

### 結論

應用遙測技術可以快速進行大面積的調查，並即時取得所需的空間分布資訊，遠較傳統之人工採樣、分析的調查方式來得經濟有效，且具有整體的空間觀念，更有利於進行相關的研判工作。

如何有效快速進行土壤特性空間變異，是推動實施精準農業的基礎，一些與實施精準農業相關的遙測關鍵技術已被開發出來，未來仍有更多的應用需要被開發，期盼各位會友能多投入此方面的研發工作，對於提升我國土壤科學的學術地位和研發能力，應會有很大的助益。

### 參考文獻

戴逸豪。2017。應用反射光譜檢測土壤有機質與水分含量之研究。國立中興大學

碩士論文。

- Castelnuovo, R., 1995. Environmental concerns driving site-specific management in agriculture. In: "Site-Specific Management for Agricultural Systems". Robert, P.C., R.H. Rust and W.E. Larson (eds.). p.867-880. ASA, CSSA, SSSA.
- Chang, K.W., Y. Shen, and J.C. Lo. 2005. Predicting rice yield using canopy reflectance measured at booting stage. *Agron. J.* 97:872-878.
- Follett, R.F., Hatfield, J.L., (eds). 2001. Nitrogen in the Environment: Sources, Problems, and Management. Elsevier.
- Galloway, J.N., Cowling, E.B., 2002. Reactive nitrogen and the world: 200 years of change. *Ambio* 31: 64-71.
- Ji, W., S. Li, S. Chen, Z. Shi, R.A.V. Rossel, A.M. Mouazen. 2016. Prediction of soil attributes using the Chinese soil spectral library and standardized spectra recorded at field conditions. *Soil & Tillage Research* 155: 492-500.
- Lee, Y.J., K.W. Chang, Y. Shen, D.M. Huang, and H.L. Tsay. 2007. A handy imaging system for precision agriculture studies. *Int. J. Remote Sensing* 28: 4867-4876.
- Lee, Y.J., C.M. Yang, K.W. Chang, and Y. Shen. 2008. A simple spectral index using reflectance of 735 nm to assess nitrogen status of rice canopy. *Agron. J.* 100:205-212.
- Lee, Y.J., C.M. Yang, K.W. Chang, and Y. Shen. 2011. Rice canopy reflectance spectrum affected by changes in leaf anatomical structure and chlorophyll content. *Botanical Studies* 52: 295-303.
- Lu, P., L. Wang, Z. Niu, L. Li and W. Zhang. 2013. Prediction of soil properties using laboratory VIS-NIR spectroscopy and Hyperion imagery. *J Geochem. Explor.* 132: 26-33.
- Malley, D.F., P.D. Martin, and E. Ben-Dor. 2004. Application in analysis of soils. In: "Near-Infrared Spectroscopy in Agriculture". Robert, C.A., J. Workman J., and J.B. Reeves III (eds.). p.729-784. ASA, CSSA, SSSA.
- Rockstrom, J., Steffen, W., Noone K., Persson A., Chapin, III, F.S., Lambin, E.F., Lenton, T.M., Scheffer, M., Folke, C., Schellnhuber, H.J., Nykvist, B., de Wit, C.A., Hughes, T., van der Leeuw, S., Rodhe, H., Sorlin, S., Snyder, P.K., Costanza, R., Svedin, U., Falkenmark, M., Karlberg, L., Corell, R.W., Fabry, V.J., Hansen21, Walker, B., Liverman, D., Richardson, K., Crutzen, P., Foley, J.A., 2009. A safe operating space for humanity. *Nature*, 461: 472-475.
- Syu, M.R., P.H. Lee, T.M. Leou, and Y. Shen. 2016. Estimation of solar irradiance and pan evaporation from meteorological satellite data. *Terr. Atmos. Ocean. Sci.* 27: 221-239.
- Wang, Y.P., K.W. Chang, R.K. Chen, J.C. Lo, and Y. Shen. 2010. Large area rice yield forecasting using satellite imageries. *Int. J. Appl. Earth Observation &*

- Geoinformation 12: 27–35.
- Wang, Y.P., C.S. Wu, P.L. Lee and Y. Shen. 2012a. Rice growth monitoring and yield forecasting by disaggregating Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS) data. The 8th Asian Conference for Information Technology in Agriculture. September 3-6, 2012. Taipei, Taiwan.
- Wang, Y.P., S.H. Chen, K.W. Chang, and Y. Shen. 2012b. Identifying and characterizing yield limiting factors in paddy rice using remote sensing yield maps. Precision Agriculture 13: 553-567.
- Wang, Y.P. and Y. Shen. 2015. Identifying and characterizing yield limiting soil factors with the aid of remote sensing and data mining techniques. Precision Agriculture 16: 99-118.
- Yao, M.H., M.H. Li, J.Y. Juan, Y.J. Hsia, P.H. Lee, and Y. Shen. 2017. Mapping reference evapotranspiration from meteorological satellite data and applications. Terr. Atmos. Ocean. Sci. 28: 501-515.

## 臺灣南部平地森林土壤呼吸動態

江博能<sup>1\*</sup>

<sup>1</sup> 國立台灣大學實驗林管理處

\*E-mail: pnchiang@ntu.edu.tw

### 摘要

本研究以南部平地森林對土壤呼吸為探討對象，研究目的在於比較不同樹種造林後，土壤呼吸之動態變化，進而推測平地造林地改變土壤呼吸過程與環境影響之機制。本試驗設置於屏東萬隆農場，選擇一平方公里範圍並分成 16 個大樣區進行每木調查與土壤呼吸試驗。結果顯示 16 個樣區土壤碳儲量平均為  $3.82 \text{ Mg ha}^{-1}$ ，並呈現不一致之分佈，其中土壤碳儲量最大為  $5.43 \text{ Mg ha}^{-1}$  最小為  $2.61 \text{ Mg ha}^{-1}$ 。土壤總體密度顯著與土壤碳及碳含量呈負相關( $p<0.005$ )。因此土壤密度可能是影響土壤碳分佈原因之一。土壤呼吸與土壤溫度間具顯著相關性( $r^2=0.62, p<0.001$ , Fig. 2)，但土壤呼吸與土壤水分間並無顯著相關。。而枯落物增加與土壤呼吸間呈負相關。但枯落物量會因時間序列延遲與土壤呼吸呈顯著正相關。這是因為冬季的枯落物因遲滯分解，延遲 6 個月後分解並形成土壤呼吸。土壤呼吸與土壤中含碳百分比及土壤碳儲量呈顯著相關，表示土壤碳亦是影響土壤呼吸之因子之一。

關鍵詞：土壤呼吸、森林、枯落物

### 前言

植物的生長過程中葉片成長、老化、凋落，生態系中養份藉由落葉分解釋放至土壤，再由植物根系吸收後利用，而大氣CO<sub>2</sub>被固定於植體後介由落葉將碳轉移到土壤，當生態系維持平衡時，落葉分解释放之養份恰足以供給植物生長而碳也被儲存於土壤。森林的生長也會增加根系的分布，間接增加土壤中碳含量。不同的樹種生長策略不同，間接影響根系生長量與分布，同時也影響土壤碳分布。儲存於森林土壤中的碳，會受到環境或生物影響產生轉移液相淋洗與二氧化碳釋出。森林中土壤有機質因受土棲動物與微生物等異營性作用以及植物根呼吸之自營性作用而釋放CO<sub>2</sub>，統稱土壤呼吸作用(Rey et al., 2002)。當分解作用增加時土壤呼吸量將增加，而分解作用則受到溫度、降雨等環境因素影響以及土棲動物、昆蟲、微生物等生物因子所影響，另一方面根呼吸又受樹種、林木生長及根分布影響。過去溫帶森林中土壤呼吸通量佔總生態系呼吸量60-90 % (Goulden et al., 1998; Valentine et al., 2000; Law et al., 2001)。土壤呼吸變動與環境變化有關 (Kosugi et al., 2007)，其中土溫及水份含量最能解釋土壤呼吸時間上的變化

(Davison et al., 1998; Qi and Xu, 2001; Reichstein et al., 2002; Rey et al., 2002)。綜上土壤呼吸將受到外在環境因子與生物因子影響。台灣因加入WTO後對國內農業產生一定影響，因此針對國內休耕農地、休耕蔗田等進行輔導轉型造林。透過平地造林增加平地綠色覆蓋面積，增加平地森林生態環境，並達到減碳效果。自民國91年至97年間，平地造林已達近10000公頃。不同樹種之平地造林，可以造成森林結構上的變化，增加森林碳吸存，並改善森林生態系功能。森林生態系碳循環評估探討中，過去研究著重在森林生態系材積與淨初級生產力估算，對於整體生態系碳循環過程則較少。近來森林生態系碳循環評估也著重在森林土壤碳循環研究。影響森林土壤有機碳循環因子，除了質地、溫度、水分等環境因子外，不同樹種也會影響土壤碳循環。了解平地森林中土壤碳與土壤呼吸動態有助於對森林生態系碳循環整體評估，本研究以南部平地森林對土壤呼吸為探討對象，研究目的在於比較不同樹種造林後，土壤呼吸之動態變化，進而推測平地造林地改變土壤呼吸過程與環境影響之機制。

## 材料與方法

### 1) 試驗地說明

本試驗設置於屏東萬隆農場，合計總面積約為 290.66 公頃。該試驗地土壤分類為新成土，60 % 以上母質為砂岩，平均坡度低於 5° 是為平坦地形。7 月之月平均溫度最高為 28.5 °C，1 月之月平均溫度最低為 19.7 °C，年均溫為 20.6 °C；平均年降雨量約 2487.5 mm，5-9 月為濕季，10 月至隔年 4 月為乾季。樣區的土地利用型態由 2002 至 2005 年止由原來的甘蔗田轉為平地景觀森林，共計栽植 14 個樹種，栽植密度每公頃 1,500 株。本試驗在農場中心選擇一平方公里範圍並分成 16 個大樣區，各大樣區中取 4 個次樣區，共計 64 個次樣區，共設置 16 個 0.0168 公頃(半徑為 7.32 m)樣區，並於次樣區內進行每木調查，測量樹高、胸徑、冠幅及枝下高，以了解試驗地林木基礎狀況。

#### A.土壤採集：

研究計劃中於64個次樣區中，挖取0-15及15-30 cm土壤，將採集之土壤經風乾過2mm篩網後分析土壤pH、質地、可交換性陽離子含量、陽離子交換容量、總碳等土壤基本性質。

#### B.土壤碳存量估算

土壤中不同土壤深度之碳累積量(kg C/m<sup>2</sup>、kg C/30 cm/m<sup>2</sup>)可利用下列方程式計算：

$$T_d = \sum_{i=1}^k \rho_i * P_i * D_i * (1 - S_i)$$

Td：單位面積定土壤深度(d)下土壤有機碳的總量(Mg/m<sup>2</sup>)

$\rho_i$ ：土壤層次i的總體密度( $Mg/m^3$ )

$P_i$ ：土壤層次i的有機碳含量(g C/g soils)

$D_i$ ：土壤層次i的厚度(m)

$S_i$ ：土壤層次i中直徑> 2mm的比例(%)

### C.土壤呼吸( $R_s$ )測定

分別於 64 個次樣區內，內埋入直徑 10cm 長 6cm 聚氯乙烯材質土環，並以 LI-8100 自動土壤二氧化碳通量系統，並配置調查用氣室進行量測土壤呼吸速率( $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ )。每次取樣時間為 2.5 分鐘，以確保樣點土壤的溫、濕度與環境相符。測定次數以每月測定乙次。

### 資料分析

土壤呼吸通量( $F_c$ )根據以下方程式計算：

$$F_c = \frac{VP}{RST} \frac{\delta C}{\delta t} \quad (1)$$

$V$  為氣室體積( $m^3$ ),  $P$  為大氣氣壓 (Pa),  $R$  為理想氣體常數 ( $8.314 \text{ Pa m}^3 \text{ K}^{-1} \text{ mol}^{-1}$ ),  $S$  為氣室內土壤表面積 ( $m^2$ ),  $T$  為氣室內氣溫(K),  $\delta C/\delta t$  是  $\text{CO}_2$  莫耳分率改變速率 ( $\mu\text{mol mol}^{-1} \text{ s}^{-1}$ )。為了分析每個氣室與樣區中  $F_c$  對土壤溫度之影響，方程式轉化後如下：

$$F_c = a * \exp^{bT_{soil}} \quad (2)$$

$T_{soil}$  為土壤表層 0-5 公分之土壤溫度,  $a$  為  $0^\circ\text{C}$  時土壤呼吸,  $b$  為溫度敏感度常數

### 結果與討論

試驗地平均年均氣溫為  $25.1^\circ\text{C}$ ，平均最高溫為  $28.4^\circ\text{C}$ ，平均最低溫為  $20.1^\circ\text{C}$ 。平均年降雨量為  $2022 \text{ mm}$ 。土壤屬新成土綱，平均含石量超過  $60\%$ ，土壤 pH 約  $5.5$ ，土壤質地為砂質土至砂質壤土，並呈現低鹽基飽和度。土壤碳含量深度  $0-15 \text{ cm}$  高於  $15-30 \text{ cm}$ ，表示土壤碳含量隨深度增加而降低。經分析後 16 個樣區土壤碳儲量平均為  $3.82 \text{ Mg ha}^{-1}$ ，並呈現不一致之分佈，其中土壤碳儲量最大為  $5.43 \text{ Mg ha}^{-1}$  最小為  $2.61 \text{ Mg ha}^{-1}$ 。土壤總體密度顯著與土壤碳及碳含量呈負相關 ( $p<0.005$ )。因此土壤密度可能是影響土壤碳分佈原因之一。

土壤呼吸量測結果顯示最高值出現在 7-8 月，平均為  $3.24 \mu\text{mol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ ，最低值出現在 1-2 月，平均為  $1.32 \mu\text{mol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$  (Fig. 1)。土壤呼吸與土壤溫度間具顯著相關性 ( $r^2=0.62$ ,  $p<0.001$ , Fig. 2)，但土壤呼吸與土壤水分間並無顯著相關。這可能是試驗地土壤質地屬於砂質至砂質壤土，土壤水分無法長時間停留，因此當雨季

降雨後土壤空氣被擾動，進而影響土壤呼吸之量測。

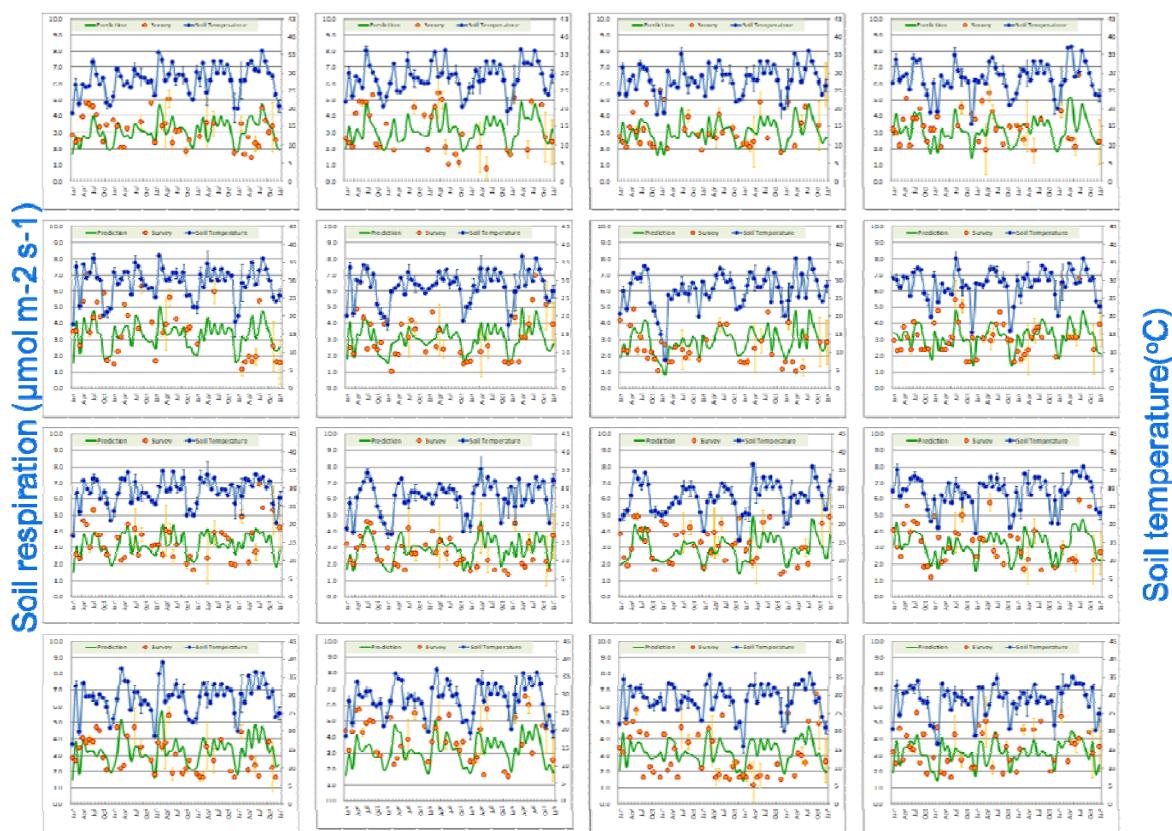


Fig. 1. Dynamic of soil respiration at 16 plots in Pingdong CO<sub>2</sub> flux site (o: survey; ---:prediction) and soil temperature(---) from 2011to 2015

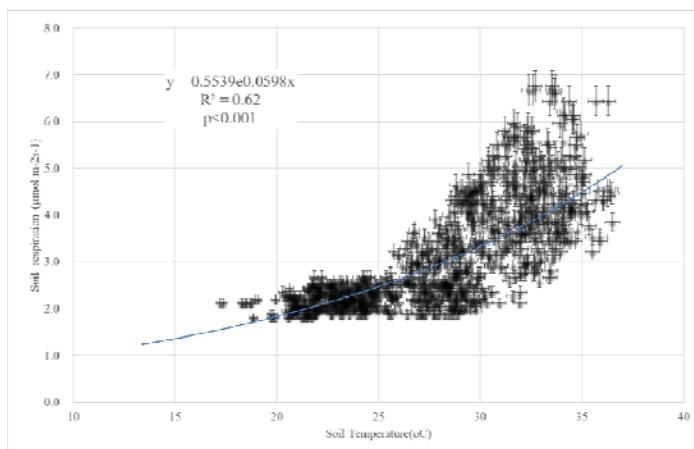


Fig. 2. Relationship of soil respiration and soil temperature in .

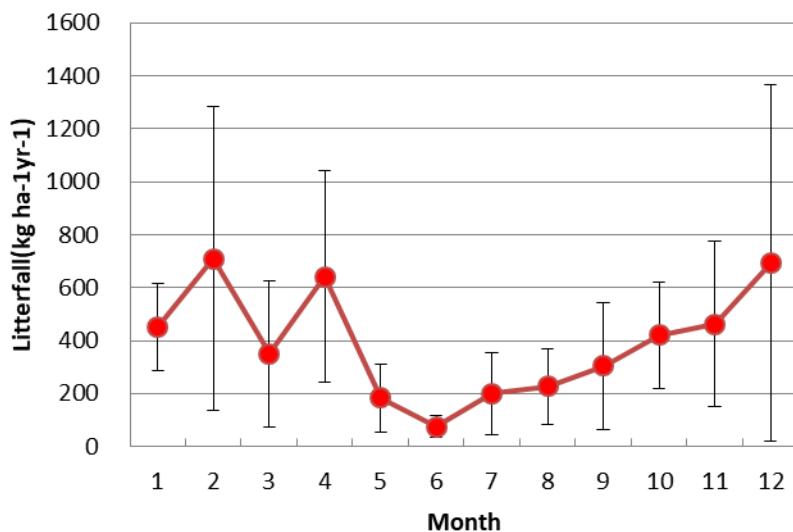


Fig. 3. Monthly average of litterfall accumulation at Pingdong site in 2011.

土壤呼吸則呈現季節上的變化，冬季時土壤呼吸量低，隨氣溫上升土壤呼吸亦增加。樣區間比較土壤呼吸變異顯示其變異係數  $>20\%$ ，可能是受到地上林木樹種不同所影響(Yu et al., 2011)。以樣區中枯落物累積月變化量而言，冬季與春季有兩次較大的落葉期，這可能是因為冬季該地區降雨量低，致使森林落葉渡過乾季，春季因生長期，部分樹種老葉掉落，重新生長新葉，導致落葉量增加。而枯落物增加與土壤呼吸間呈負相關(Fig. 4)，當枯落物增加時，土壤溫度低、水分含量亦低，根系與微生物作用低，因此土壤呼吸低。但枯落物量會因時間序列延遲與土壤呼吸呈顯著正相關。這是因為冬季的枯落物因遲滯分解，延遲 6 個月後分解並形成土壤呼吸。土壤呼吸與土壤中含碳百分比及土壤碳儲量呈顯著相關(Fig. 4)，表示土壤碳亦是影響土壤呼吸之因子之一。不同林木種類生長速度不同，其枯落物量也不同，枯落物與土壤呼吸間則呈現正相關(Fig. 4)，不同樣區間所栽植林木也不同，因此枯落物產生量也不同，土壤表層枯落物分解亦會釋放出  $\text{CO}_2$ ，進而影響土壤呼吸變異。

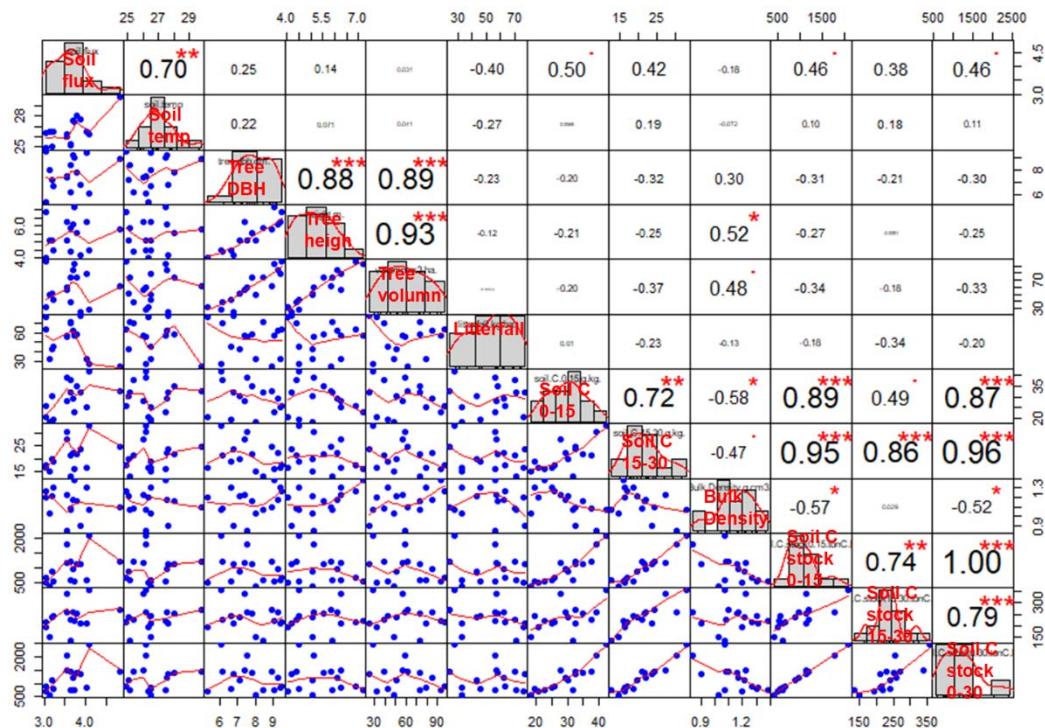


Fig. 3. Correlation of soil respiration and environmental factors in 2011.

## 結論

平地造林土壤碳分布受到林木種類不同以及土壤密度所影響，當土壤密度低，對林木有較佳生長條件，進而增加土壤碳累積。土壤呼吸中 CO<sub>2</sub> 濃度最低值出現在 1-2 月(冬季)，最高值出現在 7-8 月(夏季)。土壤呼吸隨氣溫增加而有明顯上升趨勢，但土壤呼吸與土壤水分含量並無顯著相關，然而雨季時土壤呼吸受降雨影響而降低。樣區間土壤呼吸變異受到地上林木樹種不同所影響。不同林木種類生長速度不同，其枯落物量也不同，枯落物與土壤呼吸間則呈現延遲正相關，因此對於土壤呼吸亦呈現不同之變化。經造林後土壤碳累積與土壤呼吸呈現不同之變異，進而影響平地造林地土壤碳循環以及森林生態組成。

## 參考文獻

1. Davison, E.A., E. Belk, and R.D. Boone. 1998. Soil water content and temperature as independent or confounded factors controlling soil respiration in a temperate mixed hardwood forest. *Global Change Biology* 4:217-227.
2. Goulden, M.L., S.C. Wofsy, J.W. Harden, S.E. Trumbore, P.M. Crill, S.T. Gower, T. Fries, B.C. Daube, S.M. Fan, D.J. Sutton, A. Bazzaz, and J.W. Munger. 1998. Sensitivity of boreal forest carbon balance to soil thaw. *Science* 279:214-217.
3. Kosugi, Y., T. Mitani, M. Itoh, S. Noguchi, S. Ohkubo, and A.R. Nik. 2007.

- Spatial and temporal variation in soil respiration in a southeast asian tropical rainforest. Agricultural and Forest Meteorology 147:35-47.
- 4. Law, B.E., F.M. Kelliher, D.D. Baldocchi, P.M. Anthoni, J. Irvine, D. Moore, and S. Van Tuyl. 2001. Spitial and temporal variation in respiration in a young ponderosa pine forest during a summer drought. Agriculture Forest Meteorology 110:27-43.
  - 5. Qi, Y. and M. Yu. 2001. Separating the effects of moisture and temperature on soil CO<sub>2</sub> efflux in a coniferous forest in the Sierra Nevada mountains. Plant Soil 237:15-23.
  - 6. Reichstein, M., J.D. Tenhunen, O. Roupsard, J.M. Ourcival, S. Rambal, S. Dore, and R. Valentini. 2002. Ecosystem respiration in two Mediterranean evergreen Holm Oak forests: drought effects and decomposition dynamics. Function Ecology. 16:27-39.
  - 7. Rey, A., E. Pegoraro, V. Tedeschi, I. De Parri, P.G. Javis, and R. Valentini. 2002. Annual variation in soil respiration and its components in a coppice oak forests in central Italy. Global Change Biology 8:851-866.
  - 8. Valentini, R., G. Matteucci, A.J. Dolman, E.J. Moors, A. Granier, P. Gross, N.O. Jensen, K. Pilegaard, A. Lindroth, A. Grelle, C. Bernhofer, T. Grünwald, M. Aubinet, , R. Ceulemans, A.S. Kowalski, T. Vesala, Ü. Rannik, P. Berbigier, D. Loustau, J. Guomundsson, H. Thorgeirsson, A. Ibrom, K. Morgenstern, R. Clement, J. Moncrieff, L. Montagnani, S. Minerbi, and P.G. Jarvis. 2000. Respiration as the main determinant of carbon balance in European forests. Nature 404:861–865.
  - 9. Yu, J.C., Y.J. Lai, C.Y. Hong, Y.N. Wang, M.J. Tsai, and P.N. Chiang. 2011. The relationship of soil respiration variation and carbon storage in subtropical broad-leaves plantation in southern Taiwan. AsiaFlux Workshop 2011 Bridging Ecosystem Science to Services and Stewardship. November 9-11. Johor Bahru, Malaysia.



# Sustainability of Constructed Wetland under the Impact of Aquatic Organisms Overloading

## 人工濕地於水生生物超載衝擊下的可持續性評估

Chien-Sen Liao(廖健森)\*

Department of Civil and Ecological Engineering, I Shou University  
(義守大學 土木與生態工程學系)

\*E-mail: csliao@isu.edu.tw

### Abstract

Environmental impacts, such as earthquakes, chemical pollution and anthropogenic factors can affect the stability and sustainability of an ecosystem. In this study, a long-term (3.7 years) investigation experiment was conducted to estimate the sustainability of a constructed wetland (CW) under the impact of aquatic organisms overloading. The situation of aquatic organisms overloading in this study meant that around 27,000 kg of fishes had to be moved and accommodated in a 4 ha water area of wetland for six months. Experimental results indicated that the pH value of CW water was slightly acidic and the Dissolved Oxygen (DO) level decreased under the impact. On the other hand, the levels of Electrical Conductivity (EC), Suspended Solids (SS), Chemical Oxygen Demand (COD), and Total Kjeldahl Nitrogen (TKN) of CW water were increased under the impact. The pathogen analysis revealed that total coliforms, *Salmonella* spp., *Enterococcus* spp., and *Escherichia coli*, in the wetland water increased under the impact. The analyzed factors of water quality and amount of pathogens were all returned to their original statuses soon after the impact ended. Eventually, the results of microbial community structure analysis showed that overloading of aquatic organisms slightly increased the specific richness ( $R$ ) of wetland bacteria, whereas higher structural biodiversity ( $H$ ) of CW could stabilize the whole microbial community and prevent the pathogens or other bacteria from increasing to become the dominant strains. These results were novel and could be possible to conclude that a CW environment could not only stabilize the water quality and amount of pathogens resulting from the impact of aquatic organisms overloading, but also they could stabilize the microbial community structures, allowing the biogeochemical cycles of the CW to function.

**Keywords:** constructed wetland, aquatic organisms overloading, water quality, pathogens, microbial community structures

### 1. Introduction

Constructed wetlands (CWs) are engineered systems which use natural functions of vegetation, soil and organisms to treat different water streams. In the past decade, CWs have been already widely utilized in the removal of many biological, chemical and physical pollutants (Tang et al., 2015, Wu et al., 2015). As in the definition of wetlands, CWs also serve as the habitat for various organisms, such as plants, birds and aquatic organisms. The basic elements which occur among living organisms and move into the environment by a series of naturally biological, chemical and physical processes are called biogeochemical cycles. Microbial communities and biogeochemical cycles play major roles in stabilizing wetland systems (Mackintosh et

al., 2016). Different kinds of microorganisms, such as hydrogen bacteria, nitrogen-fixing bacteria and sulfur-oxidizing bacteria, are living in wetland systems and influence the mechanism of biogeochemical cycles. However, only a limited number of studies have focused on investigations of wetland microbial community structure and diversity (Mulling et al., 2014; Wang et al., 2014).

Located on the western edge of the Pacific Ocean, subtropical Taiwan has numerous natural wetlands and CWs. Kaohsiung City is the second-largest city of Taiwan and is located in the southern part of the country. Jhouzai Wetland, located in Kaohsiung City, is a horizontal free surface flow (FSF) CW. It used to be a paddy field. In 2002, it was constructed to become a constructed wetland. Adjacent to Jhouzai Wetland, Lotus Pond is a natural pond and also is the influent water source of Jhouzai Wetland. The water of Lotus Pond was drawn into Jhouzai Wetland every day by motor pumping and the effluent water was flown back to Lotus Pond from the water outlet. Due to the seasonal effects, the daily values of influent water were not fixed and then the values of the water recharge and flow rate were difficult to estimate.

In 2009, an investigative report of the Taiwan Wetland Conservation Association indicated that Jhouzai Wetland and Lotus Pond were both of the natural habitats for various aquatic organisms. Aquatic organisms can be classified into four major groups: plants, microorganisms, invertebrates and vertebrates. The report revealed that over 30 species of the aquatic plants grow in Jhouzai Wetland and Lotus Pond. The major types of them are floating-leaved plants, such as *Nymphaea tetragona* (Water Lilies) and emerged plants, like *Nelumbo nucifera* (Lotus). Meanwhile, the report also revealed that 25 species of the vertebrates (fishes) inhabited Jhouzai Wetland and Lotus Pond. Among these, 9 are native species, such as *Aristichthys nobilis* (bighead carp) and *Cyprinus carpio* (platinum ogon), and 16 are alien species such as *Liposarcus multiradiatus* (armored catfish), *Tilapia zillii* (redbelly tilapia), and *Chitala ornata* (clown featherback). The total weight of fishes in Jhouzai Wetland and Lotus Pond was estimated to be 27,000 kg.

The carrying capacity of biological species in an environment is the maximum population size of the species. Organism overloading is defined when a biological population exceeds the carrying capacity of an area, leading to the decline of population growth rate, deterioration of living environment quality and accumulation of metabolites and toxins. In 2009, Kaohsiung City hosted the World Games, a multisport event primarily consisting of sports not featured in the Olympic Games, and Lotus Pond was the site of the aquatic sports competition arena. Therefore, Kaohsiung City government dredged Lotus Pond in January 2008. This dredging process continued for six months. The city government spent 200 million New Taiwan dollars (around 6.2 million US dollars) draining the green surface water of Lotus Pond and dredging the bottom sediments to ensure that it was deep and sufficiently clean. During the dredging process, the influent water from Lotus Pond was suspended and all the fishes of Lotus Pond were moved temporarily to Jhouzai Wetland. After the dredging process, these fishes were moved back to Lotus Pond. This situation meant that around 27,000 kg of fishes had to be moved and accommodated in a 4 ha water area (Jhouzai Wetland) for six months. The carrying capacity of Jhouzai Wetland was exceeded and the water quality, amount of pathogens, metabolites and microbial diversities were also affected. Hence, aquatic organism overloading became a significant problem in this stable CW.

The objective of this study is to estimate the sustainability of Jhouzai Wetland under the impact of aquatic organisms overloading. The impact of aquatic organisms

overloading meant that around 27,000 kg of vertebrates (fishes) had to be moved and accommodated in the water area of Jhouzai Wetland for six months. Water quality items, such as Chemical Oxygen Demand (COD), Total Kjeldahl Nitrogen (TKN), pH value, Suspended Solids (SS), Dissolved Oxygen (DO), and Electrical Conductivity (EC), were analyzed. The amount and distribution of wetland water pathogens, such as total coliforms, *Salmonella* spp., *Enterococcus* spp., and *Escherichia coli*, were also analyzed. Eventually, the wetland microbial community, specific richness ( $R$ ), structural biodiversity ( $H$ ) and dominance ( $S$ ) were all measured to analyze the microbial changes under the impact. The results of this study will provide the useful information for wetland sustainability.

## 2. Materials and Methods

### 2.1. Study Location and Sample Collection

The study location, Jhouzai Wetland, is a horizontal free surface flow (FSF) CW in Kaohsiung City, Taiwan ( $22^{\circ}41'03''$  N,  $120^{\circ}17'29''$  E). This site has a 10 ha area which includes water area of 4 ha and land area of 6 ha. The length and the width of Jhouzai Wetland are 600 m and 150 m, respectively.

Water samples were collected from six sampling sites of the wetland (Figure 1). The sampling sites were numbered according to the route of the influent water. Sampling site 1 was the gate of the water inlet, site 2 was next to the swamp land, site 3 was next to the viewing platform, site 4 was the pool central area, site 5 was the deep water area, and site 6 was the gate of the water outlet. Surface water samples (depth, 0-20 cm) were collected in 3 L sterile glass bottles and stored at  $4^{\circ}\text{C}$ . All water samples were mixed manually until homogeneity was observed before analysis. Water samples were collected in triplicate from each sampling site.

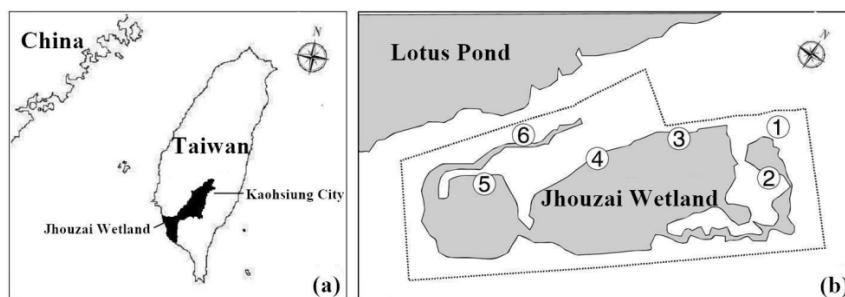


Figure 1. Location (a) and sampling sites (b) of Jhouzai Wetland.

The first four samplings were conducted every six months from 16 December 2007 to 21 June 2009. Sampling date 1 was before the environmental impact and date 2 was under the environmental impact. Sampling date 3 was taken six months after the impact had ended and date 4 was taken after one year. Finally, sampling (sampling dates 5 and 6) was conducted twice between 2 January 2011 and 26 August 2012 at a gap of 18 months for long-term monitoring of the wetland.

### 2.2. Water Quality Analysis

To evaluate the water quality changes under the impact, COD, TKN, pH, SS, DO and EC were analyzed. All water quality analyses followed standard methods (American Public Health Association, 2005) and were performed in triplicate.

### 2.3. Pathogen Analysis

The total coliform count is an indicator of fecal contamination in water samples. It was determined using the standard membrane filtration method (U.S. Environmental Protection Agency, 2002). Water samples were diluted (typically in ratios of 1:2, 1:10 and 1:100, when necessary, 1:1000) in a phosphate buffer and the solution was passed through a 0.45 µm GN-6 mixed cellulose ester filter membrane to isolate the bacteria. After filtration, the filters were aseptically transferred to agar plates containing m-Endo agar (Difco, Sparks, MD, USA). The filters and pads were incubated at 35 °C for 24 h. After incubation, the filters were removed and yellow-gray, glossy, dome-shaped colonies on the plate were counted as coliforms.

*Salmonella* spp., *Escherichia coli*, and *Enterococcus* spp. are all indicators of environmental quality and were determined using *Salmonella Shigella* agar (SSA), mannitol salt agar (MSA), and m-*Enterococcus* agar (m-E agar), respectively. For the *Salmonella* spp. analysis, water samples were diluted in sterile deionized water and then spread on the SSA. The plates were incubated at 35 °C for 24 h. After incubation, *Salmonella* spp. formed black centers and colorless colonies on the SSA. For the *Escherichia coli* analysis, water samples were diluted in sterile deionized water and later spread on the MSA. The plates were incubated at 37 °C for 24 h. After incubation, colonies of *Escherichia coli* changed the agar from red to yellow. For the *Enterococcus* spp. analysis, water samples were diluted in sterile deionized water and spread on the m-E agar. The plates were subsequently incubated at 35 °C for 24 h. After incubation, *Enterococcus* spp. formed light and dark-red colonies on the m-E agar. All water samples used for pathogen analyses were processed within 6 h of collection. Samples were prepared in triplicate and enumeration counts between 20 and 200 were considered for analysis.

#### 2.4. PCR-DGGE Analysis of Microbial Communities

In order to investigate wetland microbial community structure and diversity, polymerase chain reaction (PCR) and denaturing gradient gel electrophoresis (DGGE) are two of the most commonly used molecular bio-techniques. During the investigation period, microbial community changes of Jhouzai Wetland were measured by using the PCR-DGGE technique. On the first four sampling dates, the microbial DNA from the water samples (sampling site 6) of Jhouzai Wetland was obtained and analyzed. DNA extraction and PCR-DGGE analysis were performed as described in our previous study (Chang et al., 2014). The total microbial DNA was extracted from the wetland water by using an UltraClean Soil DNA kit (MO BIO Laboratories, Inc., Carlsbad, CA, USA). After extraction, the total microbial DNA was purified to remove humic acids and subsequently the DNA extracts were loaded into a 1% agarose gel to conduct electrophoresis. After electrophoresis and staining with ethidium bromide, the total microbial DNA was excised from the gel and recovered using a QIAquick gel extraction kit (QIAGEN GmbH, Hilden, Germany). PCR reactions were conducted using the GeneAmp PCR System 9700 thermal cycler (Applied Biosystems, Foster City, CA, USA). The PCR primers 968f: 5'-GC-clamp + AACCGGAAGAACCTTAC-3' and 1401r: 5'-CGGTGTGTACAAGACCC-3' were combined to amplify a segment of eubacterial 16S rDNA gene sequences from nucleotide 968 to nucleotide 1401 (Nübel et al., 1996). The PCR was conducted as follows: an initial DNA denaturation step was carried out at 95 °C for 5 min, followed by 35 cycles of 45 s at 95 °C, annealing for 45 s at 55 °C, and extension for 1 min at 72 °C and a final extension at 72 °C for 10 min. The PCR product was analyzed using agarose gel electrophoresis and visualized using ethidium bromide staining.

The DGGE analysis was conducted using a D-Code universal mutation detection system (Bio-Rad, Hercules, CA, USA). The PCR products were separated on a double-gradient gel, as described by Cremonesi et al. (1997). After electrophoresis, polyacrylamide gel was stained with the silver staining and was scanned using a video system. Scanned gels have been analyzed with the QuantityOne software package (BioRad, Richmond, CA, USA), following the strategy proposed by Eichner et al. (1999).

### 2.5. Statistical Analysis of Water Quality and Pathogens

The water quality measurements were compared using *t* tests. Pathogen variables in the wetland water samples were compared using analysis of variance (ANOVA). A significance level of  $p = 0.05$  was used for all statistical tests, and the values are reported as the mean (average)  $\pm$  standard error.

### 2.6. Statistical Analyses of DGGE Patterns

A cluster analysis can be used to interpret the results from PCR and DGGE analysis. A statistical parameter, the minimum distance (MD), is used to determine the cluster numbers of dendograms constructed using the unweighted pair group method with arithmetic mean (UPGMA).

The  $R$ ,  $H$  and  $S$  of wetland microbial communities were measured by the following processes: (1) Total number of bands  $N$  in a gel lane was first corrected for crowding and transformed into richness estimates  $R$  as described by Nübel et al. (1999), (2) After matching bands from independent lanes, pairwise coefficient of Dice (1945) were calculated [ $S_D = (2n_{AB})/(n_A + n_B)$  where  $n_A$  and  $n_B$  are the total numbers of bands in lanes A and B, and  $n_{AB}$  is the number of bands common to lane A and B], (3) The Shannon-Weaver index of general diversity,  $H$ , was calculated using the following function:

$$H = - \sum P_i \log_2 P_i \quad (1)$$

where  $P_i$  is the importance probability of the bands in a lane.  $H$  was calculated on the basis of the bands on the gel lanes using the intensity of the bands as judged by peak heights in the densitometric curves. The importance probability  $P_i$  was calculated as:

$$P_i = n_i / \sum n_i \quad (2)$$

where  $n_i$  is the height of peak  $i$  in the densitometric curve.

The Simpson index of dominance,  $S$  was calculated using the following function:

$$S = \sum P_i^2 \quad (3)$$

## 3. Results and Discussion

### 3.1. Water Quality

The results of Jhouzai Wetland water quality analysis on the six sampling dates are shown in Figure 2. According to the results of water quality, the lower pH and DO of the wetland water might have been caused by increasing metabolites and wetland bacteria under the impact. On the other hand, the EC value of the wetland water might have increased due to the dissolution of salts. The salts might have originated from the water and sediments of Lotus Pond that flowed into wetland with the aquatic organisms. The increase of metabolites and wetland bacteria could also have produced biological polymers and thus increased SS, COD and TKN under the impact. The nitrogen bacteria in the wetland might also have caused the increase of TKN. Regarding the sampling sites, the results indicate that the stagnation of wetland water

at the water outlet gate (sampling sites 5 and 6) might have caused the significant effects on pH, DO, SS, and COD when compared with the other sites. However, due to the high stability and sustainability of the wetland, the water quality of these sites eventually returned to their original status, and they retained this status during long-term monitoring (sampling dates 5 and 6). This demonstrates that wetlands have the ability to stabilize and restore the affected environment.

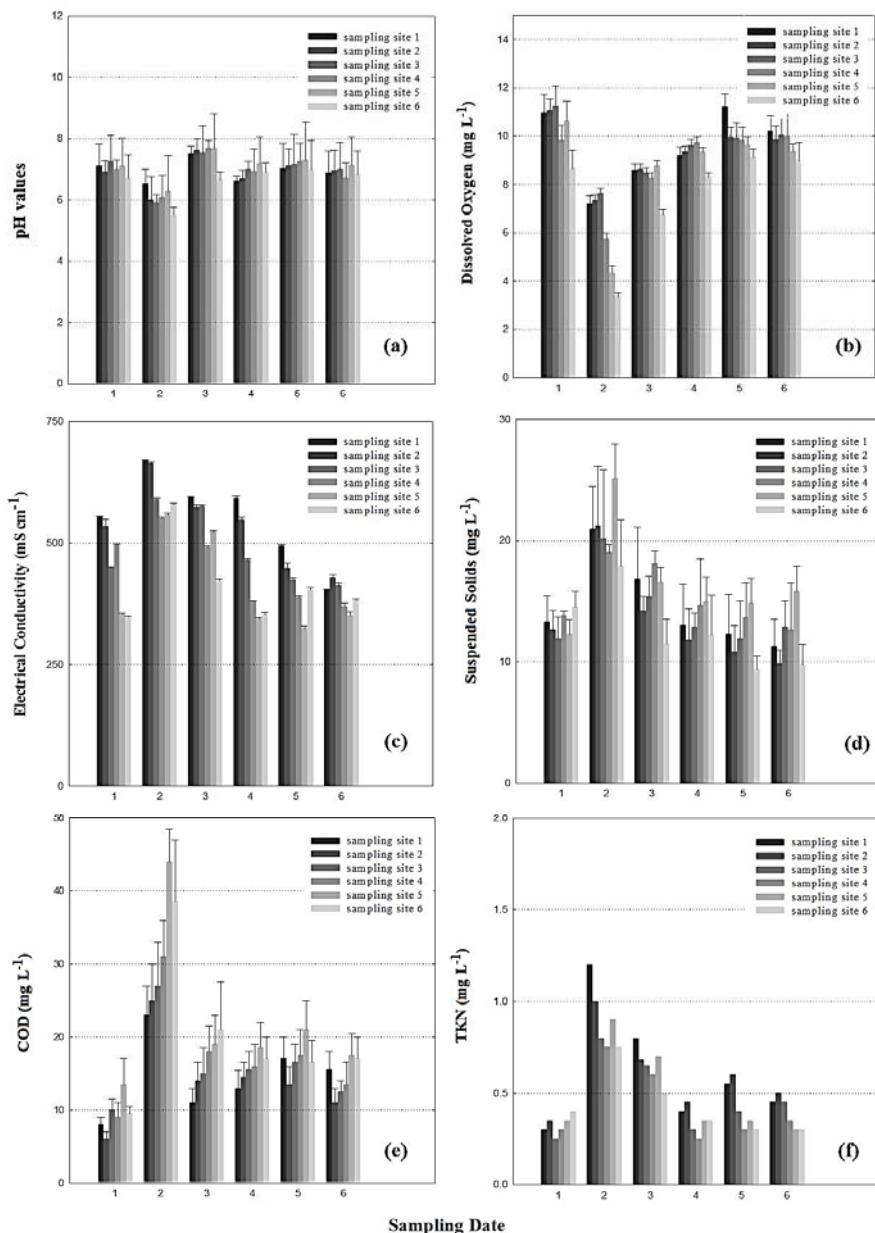


Figure 2. Water quality analysis of Jhouzai Wetland on six sampling dates. (a) pH values, (b) Dissolved Oxygen (DO), (c) Electrical Conductivity (EC), (d) Suspended Solids (SS), (e) Chemical Oxygen Demand (COD), and (f) Total Kjeldahl Nitrogen (TKN).

### 3.2. Pathogen Amounts and Distribution

The amounts and distribution of pathogens in Jhouzai Wetland are depicted in Figure 3. The amounts of total coliforms increased significantly under the impact (sampling date 2) (Figure 3a). Every sampling site exhibited this trend. The amounts

of total coliforms on sampling date 2 ranged from  $250.2 \pm 45.2$  to  $679.8 \pm 61.1$  CFU mL<sup>-1</sup>. After the impact ended, the amounts of total coliforms in the wetland water returned to the original status. The amounts of *Escherichia coli* in the wetland water are depicted in Figure 3b. These results indicate that the amounts of *Escherichia coli* increased significantly under the impact. The amounts of *Escherichia coli* on sampling date 2 ranged from  $8.0 \pm 1.0$  to  $67.0 \pm 8.0$  CFU mL<sup>-1</sup>. Similarly, with total coliforms, after the impact ended, the amounts of *Escherichia coli* decreased to their original status. The amounts of *Salmonella* spp. and *Enterococcus* spp. in the wetland water are depicted in Figure 3c,d, respectively. The amounts of *Salmonella* spp. and *Enterococcus* spp. both increased significantly under the impact. On sampling date 2, the amounts of *Salmonella* spp. ranged from  $16.6 \pm 5.7$  to  $103.4 \pm 13.0$  CFU mL<sup>-1</sup> and the amounts of *Enterococcus* spp. ranged from  $8.1 \pm 1.2$  to  $23.4 \pm 2.1$  CFU mL<sup>-1</sup>. The growth trends of *Salmonella* spp. and *Enterococcus* spp. were similar to those of total coliforms and *Escherichia coli*. After the impact ended, the amounts of *Salmonella* spp. and *Enterococcus* spp. in the wetland water decreased to their original status.

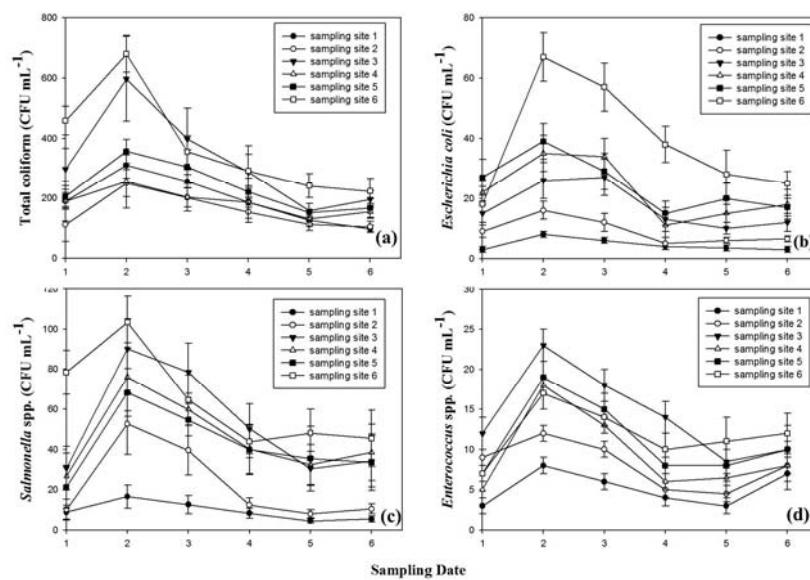


Figure 3. Amount and distribution of wetland pathogens on six sampling dates. (a) Total coliforms, (b) *Escherichia coli*, (c) *Salmonella* spp., and (d) *Enterococcus* spp.

A comprehensive review of the water quality and pathogen analysis results indicated two possible explanations. First, Jhouzai Wetland was overloaded with fish species. This produced ample metabolites and, therefore, caused the changes in the water quality and increased the amount of pathogens. The second explanation is derived from consideration of wetland microorganisms. The amount of whole wetland microorganisms might have been acceptable, but still affected the water quality and caused the amount of pathogens to increase. Nevertheless, both the water quality and pathogen amounts that were affected under the impact eventually returned to their original statuses after the impact ended. This result might be due to the remediation ability of the wetland itself.

### 3.3. Microbial Community Structure Analysis

The overloading of aquatic organisms not only affected the water quality and the pathogens, but also the whole structure of the wetland microbial communities. Figure 4 shows the PCR-DGGE profile and phylogenetic dendrogram of the wetland microbial community structures on the first four sampling dates. Lanes 1 to 4 represent the first four sampling dates, respectively. The result of the phylogenetic dendrogram (Figure 4b) showed that the microbial communities retained high similarity throughout the whole experiment. Figure 4b indicates that the similarity in lanes 1 and 2 was 94%. These results indicate that the microbial community structures present before and under the impact had the highest similarity. A comparison with the data of pathogens revealed that although the amounts of pathogens increased under the impact, however, the microbial community structure of wetland remained uniform. Figure 4b also illustrates that the similarity of lane 3 with lanes 1 and 2 was 84% and the similarity of lane 4 with other lanes was 66%. These results indicated that the microbial community structures changed slightly after the impact ended.

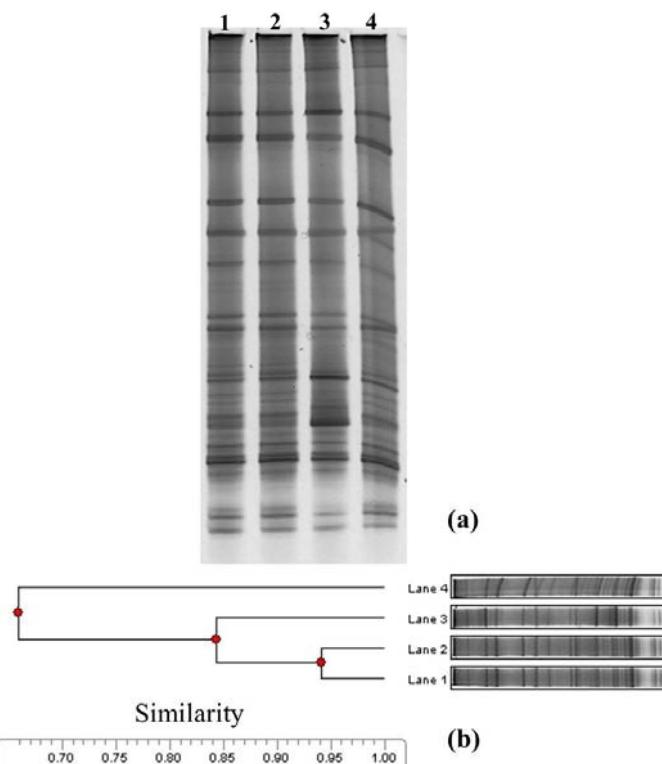


Figure 4. Denaturing gradient gel electrophoresis (DGGE) profile (a) and phylogenetic dendrogram (b) of the wetland microbial community structures on the first four sampling dates.

On the other hand, Table 1 shows the  $R$ ,  $H$  and  $S$  indexes calculated from the digitized DGGE patterns shown in Figure 4.  $R$  was equal to the number of bacterial bands. The concentration of  $S$  and the general index of  $H$  were calculated on the basis of the number and relative intensities of bands on a gel lane. The results showed that  $R$  and  $H$  were slightly increased under the impact. However, the result of  $S$  showed that the microbial communities did not appear to be the dominant strains during the whole experiment. These results indicate that overloading of aquatic organisms only slightly increased the richness of wetland bacteria, whereas higher  $H$  in the CW can stabilize the whole microbial community and prevent pathogens or other bacteria from becoming the dominant strains. They also showed that the microbial community

changes of a wetland are a crucial item when analyzing wetland stability and sustainability.

Table 1. Specific richness ( $R$ ), structural biodiversity ( $H$ ) and dominance ( $S$ ) indexes calculated from the digitized DGGE patterns.

Sampling Dates	R	H	S
1 (lane 1, before the impact)	34	4.69	0.05
2 (lane 2, under the impact)	36	4.71	0.05
3 (lane 3, after the impact for 6 months)	33	4.42	0.06
4 (lane 4, after the impact for 1 year)	31	4.57	0.05

#### 4. Conclusions

This study analyzed the stability of a constructed wetland (CW) and the impact of overloading of aquatic organisms. According to the results of the water quality analysis, the lower pH and DO of the wetland water might have been caused by the increase of metabolites and overloading of aquatic organisms under the impact. On the other hand, the EC value of the wetland water might have increased due to the dissolution of salts. The salts probably have originated from the water and sediments of Lotus Pond, which flows into wetland, and contains aquatic organisms. The increasing of metabolites and wetland bacteria may also have produced biological polymers and caused the increase of SS, COD and TKN under the impact. Regarding the sampling sites, the results indicated that the stagnation of wetland water at the water outlet gate (sampling sites 5 and 6) might have caused the significant effects on pH, DO, SS and COD when compared with the other sites.

The results of pathogen analysis revealed that total coliforms, *Salmonella* spp., *Escherichia coli*, and *Enterococcus* spp. all were initially increased under the impact, but finally were returned to their original statuses after the impact ended. These results demonstrate that accommodation of too many fish species probably have produced excessive metabolites and, therefore, caused the changes in the water quality and increased the amount of pathogens. However, all the parameters eventually returned to their original statuses after the impact ended. This may be attributed to the remediation ability of wetland itself.

The result of microbial community structure analysis showed that the  $R$  and  $H$  values were slightly increased under the impact. However, the result of phylogenetic dendrogram and  $S$  showed that the microbial communities retained high similarity and did not become dominant strains during the investigation period. The results also indicated that overloading of aquatic organisms only slightly increased the  $R$  of wetland bacteria, whereas higher  $H$  in the CW can stabilize the whole microbial community and prevent pathogens or other bacteria from increasing and becoming the dominant strains. Based on these observations, it is possible to conclude that a CW can not only stabilize the water quality and amount of pathogens when impacted by overloading of aquatic organisms, but also can stabilize the microbial community structures, allowing biogeochemical cycles to function. These results could provide the useful information for wetland sustainability. In future projects, it is to continue monitoring this CW and measuring the water quality and microbial diversity.

#### References

1. American Public Health Association. 2005. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, American Public Health Association: Washington, DC, USA.

2. Chang, B.V., Liu, J.H., and C.S. Liao. 2014. Aerobic degradation of bisphenol-A and its derivatives in river sediment. *Environ. Technol.* 35: 416-424.
3. Cremonesi, L., Firpo, S., Ferrari, M., Righetti, P.G., and C. Gelfi. 1997. Double-gradient DGGE for optimized detection of DNA point mutations. *Biotechniques* 22; 326-330.
4. Dice, L.R. 1945. Measures of the amount of ecologic association between species. *Ecology* 16: 297-302.
5. Eichner, C.A., Erb, R.W., Timmis, K.N., and I. Wagner-Döbler. 1999. Thermal gradient gel electrophoresis analysis of bioprotection from pollutant shocks in the activated sludge microbial community. *Appl. Environ. Microbiol.* 65; 102-109.
6. Mackintosh, T.J., Davis, J.A., and R.M. Thompson. 2016. Impacts of multiple stressors on ecosystem function: Leaf decomposition in constructed urban wetlands. *Environ. Pollut.* 208: 221-232.
7. Mulling, B.T., Soeter, A.M., Van Der Geest, H.G., and W. Admiraal. 2014. Changes in the planktonic microbial community during residence in a surface flow constructed wetland used for tertiary wastewater treatment. *Sci. Total Environ.* 466-467: 881-887.
8. Nübel, U., Engelen, B., Felske, A., Snaijd, J., Wieshuber, A., Amann, R.I., Ludwig, W., and H. Backhaus. 1996. Sequence heterogeneities of genes encoding 16S rRNAs in Paenibacillus polymyxa detected by temperature gradient gel electrophoresis. *J. Bacter.* 178: 5636-5643.
9. Nübel, U., Garcia-Pichel, F., Kühl, M., and G. Muyzer. 1999. Quantifying microbial diversity: Morphotypes, 16S rRNA genes, and carotenoids of oxygenic phototrophs in microbial mats. *Appl. Environ. Microbiol.* 65: 422-430.
10. Tang, M., Zhang, F., Yao, S., Liu, Y., and J. Chen. 2015. Application of *Pseudomonas flava* WD-3 for sewage treatment in constructed wetland in winter. *Environ. Technol.* 36: 1205-1211.
11. U.S. Environmental Protection Agency. 2002. *Method 1604: Total coliforms and Escherichia coli in water by membrane filtration using a simultaneous detection technique (MI medium)*, USEPA Office of Water: Washington, DC, USA.
12. Wang, Y.F., Wu, Y., Pi, N., and N.F.Y. Tam. 2014. Investigation of microbial community structure in constructed mangrove microcosms receiving wastewater-borne polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and polybrominated diphenyl ethers (PBDEs). *Environ. Pollut.* 187: 136-144.
13. Wu, S., Wallace, S., Brix, H., Kuschk, P., Kirui, W.K., Masi, F., and R. Dong. 2015. Treatment of industrial effluents in constructed wetlands: Challenges, operational strategies and overall performance. *Environ. Pollut.* 201: 107-120.