

三種綠肥在浸水土壤可溶性有機碳的變化¹

林晉卿²、楊秋忠³、林宏鈇²、黃山內²

摘 要

林晉卿、楊秋忠、林宏鈇、黃山內·2006·三種綠肥在浸水土壤可溶性有機碳的變化。台南區農業改良場研究彙報 47:17-30。

為瞭解南部地區三種常用綠肥作物（田菁、太陽麻及綠肥大豆台南 4 號）在浸水土壤有機質的分解情形，二氧化碳的釋放與可溶性有機碳的相關性。本實驗將三種綠肥分別加入兩種土壤（砂頁岩沖積土及紅壤）中，於浸水、25°C 的孵育條件下，觀察之。實驗結果顯示，添加綠肥的處理確實造成土壤 pH、有機質、二氧化碳的釋放速率及可溶性有機碳的濃度等性質的差異表現。不同處理兩種土壤的可溶性有機碳濃度的增加，均以孵育開始的前 7 天最快。綠肥處理的沖積土，土壤中累積可溶性有機碳濃度的最高點，出現略慢於二氧化碳釋放速度的高點，但綠肥處理的紅壤，於土壤中累積可溶性有機碳的濃度已開始下降時，二氧化碳的釋放速率仍維持在高點。然大體觀之，二氧化碳釋放速率的高峰期出現在第 2 週至第 5 週，此與土壤累積可溶性有機碳的濃度有相似的趨勢，因此藉由監測土壤的二氧化碳釋放速率，應可推估土壤中累積可溶性有機碳的濃度出現的高峰期。

關鍵詞：綠肥，孵育，二氧化碳的釋放，可溶性有機碳。

接受日期：2006 年 6 月 5 日。

前 言

太陽麻為南部的冬季綠肥作物，田菁則為南部夏季主要綠肥作物，綠肥大豆台南 4 號則為台南場育成之春、夏季綠肥。過去種植綠肥講求綠肥掩埋後可釋放大量的養分，以提高主作物產量，尤其因豆科綠肥可固定空氣中的氮素，遂發展為今日主要的綠肥作物。如今種植綠肥同時扮演配合政府的農糧政策，成為維護農田地力的手段之一。為達到農田確實休耕的目的，政府獎勵休耕地種植綠肥給付，延長綠肥勘查期，使得大量木栓化的綠肥，不但機械掩埋不易，甚且成為病蟲繁衍的溫床。根據 93 年農業統計，台灣綠肥種植面積已達 23 萬公頃以上。綠肥為外加有機物料於農地最經濟有效的方法之一，台灣常見綠肥種類可提供每公頃生草產量約 8,000~45,000 公斤⁽⁴⁾。但因台灣位處亞熱帶地區，土壤有機質分解快速，過

1. 行政院農業委員會台南區農業改良場研究報告第 323 號。

2. 行政院農業委員會台南區農業改良場副研究員、計畫助理、場長。台南縣新化鎮牧場 70 號。

3. 國立中興大學土壤環境科學系教授。台中市國光路 250 號。

去有多位學者進行施用綠肥對土壤有機質的增加效果^(1, 3, 5, 7, 10)，結果均發現於台灣平地地區長期輪作綠肥，土壤有機質只有微量（0.03 - 0.6%）或沒有增加效果。土壤腐植質係一複雜的多種有機化合物混合體^(21, 30, 31)，是一個較能抗微生物分解的、暗棕色至黑色的膠體混合物質。過去雖然有學者進行添加有機物料於土壤後，腐植質的性質及量的變化探討^(6, 16, 18)，但促進綠肥掩埋後土壤腐植化作用的研究，則尚闕如。鮮嫩的綠肥雖然容易掩埋，但因其土壤中會迅速分解，在延長休耕期的情況，因無後作可吸收其礦化的無機氮素，極可能因為淋洗造成氮素污染⁽²⁾。木素為植體第二大組成分，腐植化的過程中，木素的邊鏈氧化且甲氧基被移走，形成環狀的似腐植質構造⁽¹²⁾。倘若能以綠肥為木素來源，設法加速其形成腐植質，則應可有效提高土壤有機質含量，並避免造成污染。蕭⁽⁹⁾曾將經過氧化氫處理之木質磺酸鹽與胺基酸混合於八卦山紅壤孵育，而使土壤中之鹼性可抽取物明顯的增加。可知欲促進土壤中胺基酸與木質磺酸鹽的腐植化作用是可行的。Inbar et al.⁽²⁰⁾曾探討牛糞堆肥化過程堆肥有機質的性質，發現可溶性有機質濃度開始達高峰時，約為木素濃度達最高時。因此為尋找綠肥掩埋後，土壤中可產生最高木素濃度的時期，以便後續研究於適當時機添加胺基酸廢棄物，本實驗遂探討綠肥掩埋後土壤可溶性有機碳濃度的變化，研判可溶性有機碳的濃度最高時，可使植體所含的大部分木素裸露，此時有利腐植化反應的進行。此外，由於土壤中二氧化碳釋放速率的檢測較為便捷，若能找出二氧化碳釋放速率與可溶性有機碳的濃度變化兩者的關聯性，我們便能由監測二氧化碳的釋放速率，得到可溶性有機碳濃度的高峰期。

材料與方法

一、試驗方法

兩種土壤（砂頁岩新沖積土：柳營系 Ly，取自嘉義太保市 Tay-Bao 23°26' 42" N, 120°19' 00" E 表土。紅壤：陳厝寮系 CCe，取自嘉義民雄鄉 Min-Shyong 23°33' 23" N, 120°27' 51" E 表土。土壤性質見表1。）經風乾並使通過 10 mesh 的篩網，取 300g 置於 500ml 三角錐形瓶中。將三種綠肥包括田菁（*Sesbania roxburghii* Merr.）、太陽麻（*Crotalaria*）、綠肥大豆台南 4 號（Blue soybean, *Glycine max* (L.) Merr.）於田間採收後，迅速經冷凍乾燥磨細（綠肥性質見表2，綠肥粒徑分析結果見表3。）後，分別加入上述風乾土中（加入量為鮮重 30 ton ha⁻¹，田菁、太陽麻、綠肥大豆田間水分含量分別為 85.8、79.7 和 78.0%），再加入去離子水（沖積土 130 ml；紅壤 135 ml，使達 120% 飽和水分含量），以鋁箔紙略覆蓋瓶口，置於 25°C 恆溫箱孵育。每星期打開瓶口透氣 30 min 後，稱重並加水使調至最初總重。分別於 0、2、4、8、15、21、28、35、43、52、59、66、74 和 81 天測定土壤之 CO₂ 的釋放速率，並取樣測定土壤中的水分含量、pH、有機質、土壤可溶性有機碳濃度等。萃取試驗前後土壤樣品之腐植酸及黃酸，並測定其 E₄/E₆ 值，每處理 3 重複。

表1. 兩種供試土壤的理化性質

Table 1. The physical and chemical properties of soils used

Properties	Tay-Bao	Min-Shyong
Sand, %	26.5	16.5
Silt, %	48.9	42.6
Clay, %	24.6	40.9
Texture	Loam	Silt clay
pH	5.7	5.6
EC, dS m ⁻¹	2.04	0.87
CEC, cmolc kg ⁻¹	11.4	7.91
Organic matter, g kg ⁻¹	23.2	17.0
Exch. NH ₄ ⁺ -N, mg kg ⁻¹	15.3	16.6
Exch. NO ₃ ⁻ -N, mg kg ⁻¹	18.5	14.0
Bray-1 P, mg kg ⁻¹	52.1	32.1
Melich's K, mg kg ⁻¹	117	160
Avail. Ca, mg kg ⁻¹	1480	755
Avail. Mg, mg kg ⁻¹	379	253

表2. 三種供試綠肥的性質

Table 2. The chemical properties of freeze-dried green manures used

Green manure	H ₂ O	Ash	N	P	K	Ca	Mg	Fiber	Ligin
	_____	% _____	_____	_____	_____	g kg ⁻¹	_____	_____	_____
Sesbania	10.1	8.72	29.6	2.40	20.5	14.2	4.63	328	74
Cratalaria	10.1	9.05	24.5	2.45	18.1	13.7	4.19	315	71
Soybean	8.54	8.17	28.0	2.38	15.2	14.0	5.09	324	66

表3. 供試綠肥的粒徑大小分布

Table 3. The particle size distribution of green manures used

Green manure	Particle size, %					
	< 50 μ m	50~100 μ m	100~250 μ m	250~500 μ m	0.500~1.00mm	1.00~4.00mm
Sesbania	1.1	8.9	52.6	25.3	10.1	2.0
Cratalaria	2.0	7.9	52.2	19.3	11.8	6.8
Soybean	3.4	17.6	39.3	23.9	12.0	2.9

二、分析方法⁽²⁵⁾

質地測定為將土壤先經適量 30% H₂O₂ 處理，去除有機質後，採用吸管法 (pipet method) 測定，並依美國農部之質地三角形予以命名。pH 採土壤比水 1:1 (w/v)，以玻璃電極法測

定。土壤有機質採用 Walkley-Black 濕式氧化法測定。粒徑分布以燒杯逢機量取 100ml 的風乾綠肥，倒在震盪器上的篩網中。篩網之篩孔寬度由上而下依次為：4.00mm、1.00mm、0.500mm、0.250mm、0.050mm。以每分鐘 50 rpm 的速度連續震盪 4 分鐘後，將在各網篩內的綠肥稱重，計其所佔之重量百分率。水分含量：在 $100\pm 3^{\circ}\text{C}$ 烘箱乾燥至恆重，以鮮重為分母表示。木素及粗纖維分析以酸洗的方法定量⁽¹⁷⁾，並以乾重為分母表示。綠肥的成分分析，為取烘乾植體經濕式分解後，氮以 Micro-Kjeldahl 法定量，磷以鉬黃法測定，鉀、鈣、鎂以原子吸光儀 (Hitachi Z-5300) 測之，並以乾物重為分母表示。灰分以 550°C 乾燥至恆重，以乾物重為分母表示。CO₂ 的釋放速率：以 0.5N NaOH 吸收 CO₂，加過量 BaCl₂ 再定量 NaOH，計算 CO₂ 的釋放速率 (Bornemann, 1920)，並校正土壤水分後，以乾物重表示。可溶性有機碳：10 g 新鮮土壤樣品加入 200 ml 的水稀釋後，使於 -7 kPa 下通過 0.45 μm 玻璃纖維濾膜，濾液以碳分析儀 (AJ Multi-C) 測之，並校正土壤水分後，以乾物重表示。腐植酸 (Humic acid) 及黃酸 (Fulvic acid) 的純化：以 0.1N NaOH 1:10 於通 Ar 下抽取土壤之腐植質，並純化之 (Aiken, 1985; Hay, 1985; Leenheer, 1985)。E₄/E₆ 值：將純化的腐植酸或黃酸取 2-4 mg 溶於 10 ml 0.05 N NaHCO₃，分別測量其於 465 及 665 nm 下的吸光值，兩吸光值的比例即為 E₄/E₆。統計分析以 ANOVA F-test 變方分析。

結果與討論

一、不同綠肥處理土壤反應及有機質濃度的變化

將不同綠肥處理土壤在孵育期間土壤之 pH 值、有機質、二氧化碳的釋放速率及累積可溶性有機碳的濃度，進行不同處理間顯著性測定，結果上述土壤性質在處理間均有極顯著的差異 ($P > 0.0001$)。可見不同處理確實造成土壤 pH、有機質、二氧化碳釋放速率及可溶性有機碳的濃度等性質的差異表現。

一般新鮮綠肥的水分含量為 70-90%，有機化合物則包括水溶性的寡糖類、有機酸、礦物質等，和較難分解的臘質、纖維素、木素等。綠肥依其遺傳特性、土壤環境、氣候、時期、成熟度、新鮮度會有不同的組成分⁽⁸⁾，而糖類的半衰期為 0.6 天，半纖維素為 6.7 天，纖維素為 14 天，木素為 364.7 天⁽¹⁹⁾。在浸水情況下，酸性土壤添加有機物會使土壤 pH 值上升⁽²⁰⁾。本實驗顯示不同處理土壤於浸水後 pH 值開始提高 (圖 1.)，添加綠肥的土壤在浸水狀態 pH 值提昇的效果較未添加綠肥的土壤高且快，其中添加綠肥的沖積土浸水後 pH 值提高最多。雖然沖積土加三種綠肥處理 pH 的上升顯著高於其他處理，但不同綠肥間並沒有顯著差異。紅壤加綠肥的處理，於浸水後 pH 的上升低於相同處理的沖積土，推測可能沖積土原有的硝酸濃度較紅壤高 (表 1.)，而於浸水後產生脫硝，造成 pH 的提高較紅壤多；此外添加綠肥之沖積土壤在有機物分解過程，可能其還原程度較紅壤強，使 pH 值上升較多⁽¹¹⁾。未加綠肥之沖積土為長期耕地土，含有較高的有機質，所以浸水後 pH 值的上升高於紅壤，但比較奇怪的是，未添加綠肥的紅壤 pH 先提高後降低，於孵育末期降至原來數值，由於本紅壤為少耕犁的底土，可能因此使土壤反應較為奇特，而蘇等⁽¹¹⁾ 孵育實驗的結果也指出，未加有機物料的造橋鄉壤土於浸水下，孵育前後土壤 pH 亦沒什麼改變。

圖 2. 為不同處理在試驗期間土壤有機質濃度的變化，由圖 2. 看來，無論添加綠肥與否，

比較孵育前期和末期不同處理的土壤有機質濃度，似有下降的趨勢，但經實際進行統計分析（此處未列出），除了太保沖積土加太陽麻及民雄紅壤加田菁兩處理外，孵育後期的土壤有機質與第 0 天的有機質相比，並沒有明顯的降低，主要由於第 0 天土壤有機質的測值偏低的緣故。因為第 0 天土壤有機質是直接取土壤混合綠肥樣品，以 Walkley-Black 濕式氧化法測定，由於土樣並未如其他孵育過的樣品，經過浸水再風乾的步驟，造成測得之可氧化的有機質可能偏低。然若以孵育第81天與孵育第 2 天的土壤有機質相比，各處理平均約減少 10-20% 的有機質。此與蘇⁽¹¹⁾的結果（埃及三葉草約 20%）相比略為偏低。本實驗加入綠肥濃度以鮮重 30 ton ha⁻¹計，由於不同綠肥田間水分含量不同，而田菁水分含量最高，所以加入土壤的田菁乾物量約僅為其他兩種綠肥的 70%，因此造成三種綠肥處理土壤的有機質濃度以田菁為最小（表4.）。

表4. 添加不同綠肥處理對土壤性質的影響

Table 4. Effects of different treatments on pH, organic matter, CO₂ evolution rate, and cumulative dissoluble organic carbon (CDOC) in soils

Treatment	pH	Organic matter g kg ⁻¹	CO ₂ -C evolution rate μg g ⁻¹ hr ⁻¹	CDOC mg kg ⁻¹
Tay-Bao	6.18 ^{cs}	23.5 ^d	0.183 ^c	7.6 ^e
Tay-Bao+Se ^{**}	6.87 ^a	24.5 ^{bc}	0.492 ^b	112.0 ^b
Tay-Bao+Cr	6.86 ^a	25.1 ^{ab}	0.582 ^{ab}	136.3 ^{ab}
Tay-Bao+So	6.86 ^a	25.3 ^a	0.732 ^a	154.9 ^a
Min-Shyong	5.64 ^d	21.2 ^e	0.104 ^c	3.0 ^e
Min-Shyong+Se	6.57 ^b	23.2 ^d	0.410 ^b	46.1 ^d
Min-Shyong+Cr	6.61 ^b	23.6 ^{cd}	0.533 ^b	63.1 ^{cd}
Min-Shyong+So	6.59 ^b	23.8 ^{cd}	0.416 ^b	81.2 ^c

*Value with the same superscript in the column indicated no significant difference (P > 0.05).

**Se:Sesbania, Cr:Cratalaria, So:Soybean

二、不同綠肥處理二氧化碳釋放速度的變化

二氧化碳的釋放速率可以用來表示土壤的呼吸作用，孵育期間不同處理土壤二氧化碳的釋放速率可大致分為三組（見表4.），最高的為添加綠肥大豆的沖積土，第二組為其他兩種綠肥處理的沖積土及不同綠肥處理的紅壤，未添加綠肥的沖積土及紅壤則為第三組。三種綠肥的碳氮比以太陽麻最高，田菁最低，而兩種土壤均以添加太陽麻處理有較高的礦化氮量⁽²⁾。粗纖維及木素含量以田菁最高（表2.），粗粒徑（> 1mm）的比例以太陽麻較高（表3.），但三種綠肥這些性狀差異不大。Entry⁽¹⁴⁾曾提及高的土壤氮素的濃度，將增加微生物的生質量，並影響木素和纖維素的分解。而本研究由三種綠肥加入量及含氮量推算，添加綠肥大豆的處理，加入了最高的氮素量，也吻合以上的論述。不同處理土壤二氧化碳的釋放速率，在孵育的第 4 天，由圖3.（不同處理在試驗期間土壤二氧化碳釋放速率的變化）

及 Duncan 分析的結果（此處不列出），大可致分為6組，以添加綠肥大豆的太保沖積土為最高，添加太陽麻的沖積土第二，添加田菁的沖積土第三，添加綠肥大豆或太陽麻的民雄紅壤為第四，添加田菁的紅壤為第五，未加綠肥的沖積土或紅壤為最末。第 8天則可大致區分為5組，以添加綠肥大豆或太陽麻的沖積土為最高，添加田菁的沖積土或添加太陽麻的紅壤為第二，添加綠肥大豆或田菁的紅壤分居第三、四，未加綠肥的沖積土或紅壤為最末。第15天則可大致區分為5組，以添加綠肥大豆的沖積土為最高，添加太陽麻的沖積土、添加田菁的沖積土或添加太陽麻的紅壤為第二，添加綠肥大豆或田菁的紅壤為第三，未加綠肥的沖積土或紅壤分居第四、五。第 21天則可大致區分為3組，以添加綠肥大豆的太保沖積土為最高，其餘的綠肥處理並列第二，未加綠肥的沖積土或紅壤為最末。第28天則大致區分為6組，以添加綠肥大豆的沖積土為最高，添加太陽麻的紅壤及添加太陽麻的沖積土為第二，添加田菁的紅壤及添加田菁的沖積土為第三，添加綠肥大豆的紅壤為第四，未加綠肥的沖積土或紅壤分居第五、六。而在第 35 天同28天，但未加綠肥的沖積土或紅壤同居最末。而在第 43 天，以添加太陽麻的紅壤為最高，添加綠肥大豆的沖積土及添加綠肥大豆的紅壤為第二，添加太陽麻的沖積土及添加田菁的沖積土第三，添加田菁的紅壤為第四，未加綠肥的沖積土或紅壤分居第五、六。在第 52 天，以添加綠肥大豆的紅壤為最高，添加田菁的沖積土、添加太陽麻的紅壤及添加太陽麻的沖積土為第二，添加綠肥大豆的沖積土及添加田菁的紅壤為第三，未加綠肥的沖積土或紅壤分居第四、五。而在第 59 天，以添加綠肥大豆的沖積土為最高，添加太陽麻的沖積土及添加綠肥大豆的紅壤為第二，添加太陽麻的紅壤及添加田菁的沖積土為第三，添加田菁的紅壤為第四，未加綠肥的沖積土或紅壤分居第五、六。而在第 66 天，以添加太陽麻的沖積土、添加太陽麻的紅壤及添加綠肥大豆的紅壤為最高，添加綠肥大豆的沖積土及添加田菁的沖積土為第二，添加田菁的紅壤為第三，未加綠肥的沖積土或紅壤分居第四、五。在第74 天，以添加太陽麻的沖積土及添加太陽麻的紅壤為最高，添加綠肥大豆的沖積土為第二，添加田菁的沖積土為第三，添加綠肥大豆的紅壤及添加田菁的紅壤為第四，未加綠肥的沖積土或紅壤分居第五、六。在第81 天，以添加太陽麻的紅壤為最高，添加太陽麻的沖積土及添加綠肥大豆的沖積土為第二，添加綠肥大豆的紅壤及添加田菁的紅壤為第三，添加田菁的沖積土為第四，未加綠肥的沖積土或紅壤分居第五、六。

試驗顯示，孵育一開始不同綠肥處理的沖積土二氧化碳釋放急速上升，且在第4天就幾乎到達最高，其高峰的出現較不同綠肥處理的紅壤為早，而直到第35天仍維持相似的速率（除了綠肥大豆處理在第15天又明顯的再提高）。但於孵育43天，二氧化碳釋放速度急遽下降（各處理均 $< 0.5 \mu\text{g g}^{-1}\text{hr}^{-1}$ ），且從第52天至第81天，二氧化碳釋放速率均 $< 0.3 \mu\text{g g}^{-1}\text{hr}^{-1}$ 。然而不同綠肥處理的紅壤，二氧化碳釋放速率上升較慢，在孵育第15天始到達最高點，並開始趕上太陽麻及田菁處理的沖積土，同樣維持到第35天，於第43天急速下降。由此似可推論沖積土的微生物族群或活性比紅壤更早活躍，此外，由土壤二氧化碳釋放速率的變化推斷，添加綠肥的兩種土壤，在孵育第15天微生物活性大多可到達最高。Kostov et al.⁽²²⁾ 觀察樹皮的分解，並利用監測二氧化碳的釋放速率，來探討微生物的生質量或活性，結果發現無論是否加入纖維分解菌，孵育開始後，二氧化碳的平均釋放速率在孵育的第一個月已達最高，且二氧化碳釋放速率的變化趨勢與微生物的生質量相似。Franzluebbers et al.⁽¹⁵⁾

於pH 6.9 的土壤，加入0.5%乾豆植株，在30°C下浸水孵育，結果土壤的二氧化碳的釋放速率很快升高，而在第23天後急速下降，並於53天後維持低的穩定釋放速率。Paul et al.⁽²⁶⁾ 將加入苜蓿的土壤置於90% 田間容水量20°C下孵育，結果發現二氧化碳的釋放速率分成三段，在孵育開始的7天內最快，此後至第28天次之，再其後為最慢的第三段，此與Martens⁽²⁴⁾ 的研究結果相似。Rasiah⁽²⁸⁾ 探討土壤質地及壓實與否，對加入的豆科綠肥氮的礦化及再固定化作用的影響，結果顯示添加綠肥於高、低兩種密度的土壤，微生物碳的生質量分別於孵育第21天及第42天達到最高，而未加綠肥者則稍延遲，分別在32及42天到達最高。Puget and Drinkwater⁽²⁷⁾ 於田間將豆科綠肥植體加入翻犁後，發現土壤的呼吸作用在翻犁後的第7-9天最大。而 Witt et al.⁽³²⁾ 則在掩埋綠肥於田間土壤後，第11天即有最高的微生物生質量。以上前人研究都顯示出，綠肥加入土壤後，二氧化碳的釋放速率在第43天以前會達到最高點，而大部分可望在第一個月達最高。

三、不同綠肥處理可溶解有機碳的變化

孵育期間不同處理土壤中累積可溶性有機碳的濃度 (CDOC)，依序為添加綠肥大豆、添加太陽麻、添加田菁的沖積土，及添加綠肥大豆、添加太陽麻、添加田菁的紅壤，未添加綠肥的沖積土及未添加綠肥的紅壤（見表4.）。雖然不同綠肥處理的沖積土土壤之CDOC，顯著高於相同處理的紅壤，然而未添加綠肥的兩種土壤，CDOC並沒有顯示差異，可見三種綠肥在兩種土壤有機碳的分解速率顯然不相同。相同土壤不同綠肥處理之土壤有機質及 CDOC，均以綠肥大豆最高、太陽麻次之、田菁最低，這恰好與加入綠肥的乾物量及總氮量的多寡順序相同。

雖然兩種土壤均以添加綠肥大豆處理有較高的 CDOC，並顯著高於添加田菁處理，但與添加太陽麻處理相比，並無顯著性差異（表4.）。土壤浸水前，不同處理土壤 CDOC，依 Duncan分析的結果可大致分為三組（此處不列出），以添加綠肥大豆的民雄紅壤為最高（85.9 mg kg⁻¹），其餘綠肥處理為第二組（均在 40 mg kg⁻¹以下），未加綠肥的沖積土或紅壤為最末。但綠肥處理的兩種土壤在浸水後，土壤的 CDOC迅速的上升（圖4.）。於孵育第 4 天，土壤的 CDOC可區分為5組，以添加綠肥大豆的沖積土為第一，添加太陽麻的沖積土及添加綠肥大豆的紅壤為第二，添加太陽麻的紅壤為第三，添加田菁的沖積土及添加田菁的紅壤為第四，未加綠肥的沖積土或紅壤為最末。第 8天則可大致區分為6組，以添加綠肥大豆的沖積土為最高，添加太陽麻的沖積土為第二，添加田菁的沖積土及添加綠肥大豆的紅壤為第三，添加太陽麻綠肥的紅壤、添加田菁的紅壤分居第四、五，未加綠肥的沖積土或紅壤為最末。第15天則可大致區分為6組，以添加綠肥大豆的沖積土為最高，添加太陽麻的沖積土為第二，添加田菁的沖積土及添加綠肥大豆的紅壤為第三，添加太陽麻的紅壤為第四，添加田菁的紅壤為第五，未加綠肥的沖積土或紅壤為最末。第 21天則可大致區分為5組，以添加綠肥大豆的沖積土為最高，添加太陽麻的沖積土為第二，添加田菁的沖積土為第三，添加綠肥大豆的紅壤、添加太陽麻的紅壤及添加田菁的紅壤為第四，未加綠肥的沖積土或紅壤為最末。第28天則區分為7組，以添加太陽麻的沖積土為最高，添加綠肥大豆的沖積土為第二，添加田菁的沖積土為第三，添加綠肥大豆的紅壤為第四，

添加太陽麻綠肥的紅壤為第五，添加田菁的紅壤為第六，未加綠肥的沖積土或紅壤為最末。第35天則完全同於第28天。第 43天則可大致區分為5組，以添加綠肥大豆的沖積土及添加田菁的沖積土為最高，添加太陽麻的沖積土為第二，添加綠肥大豆的紅壤為第三，添加太陽麻綠肥的紅壤、添加田菁的紅壤、未加綠肥的沖積土及未加綠肥的紅壤為同列第四。第 52天則可區分為5組，以添加綠肥大豆或添加太陽麻的沖積土為第一，添加田菁的沖積土為第二，添加綠肥大豆的紅壤為第三，添加太陽麻綠肥的紅壤及添加田菁的紅壤為第四，未加綠肥的沖積土及紅壤為第五。第 59天則可區分為3組，以添加太陽麻、綠肥大豆、及田菁的沖積土為第一，添加綠肥大豆、太陽麻、及田菁的紅壤為第二，未加綠肥的沖積土及紅壤為第三。第 66 天以後則完全同於第59天，且孵育第52天以後，添加綠肥沖積土的 CDOC均在 100 mg kg^{-1} 以下。

總言之，綠肥處理沖積土的 CDOC，孵育後立即快速增加，在第21天幾乎到達最高點，並維持到第35天，於第43天急遽下降。然綠肥處理的紅壤 CDOC，孵育後快速增加，在第15天到達最高點，在第21天下降並維持到第35天，於第43天又再次急遽下降，而第43天以後至孵育最後，兩種土壤的 CDOC一直維持在偏低的穩定濃度（沖積土為 $50 \text{ } \mu\text{g g}^{-1}$ ；紅壤 $20 \text{ } \mu\text{g g}^{-1}$ ）。因此，添加綠肥的兩種土壤在孵育第15天，土壤的 CDOC大多可到達最高點，推斷此時木素可能已大多呈裸露狀態，研判為外加入胺基酸源的最佳時機。

綜合上述，綠肥處理的沖積土 CDOC的高點出現略慢於二氧化碳釋放速度的高點，但在添加綠肥的紅壤，當土壤的 CDOC已經開始下降（研判可能由於此時脫碳作用發生，且大於有機碳的分解，或可能可溶性的有機碳被土壤吸附⁽²³⁾，而此吸附會隨土壤粘粒的含量而增加），二氧化碳釋放速率仍維持在高點。二氧化碳產生速率的高峰期出現在孵育後的第2週至第5週，此與土壤的 CDOC 有相似的趨勢，因此藉由監測土壤的二氧化碳釋放速率，應可推估土壤中可溶性有機碳的累積濃度出現的高峰期。而若要由二氧化碳釋放速率來判定土壤可溶解有機碳的高點，則可於孵育後，每二天偵測二氧化碳釋放速率一次，若連續3次偵測結果變化不大，即可為所選擇的時機。

若將不同時間不同處理土壤之 CDOC，減去孵育最初相同處理的土壤 CDOC，則綠肥處理的沖積土一般遠高於相同綠肥處理的紅壤。若將不同時間不同處理土壤之 CDOC，減去相同時間未加綠肥處理的相同土壤的 CDOC，則綠肥處理的沖積土亦遠高於相同綠肥處理的紅壤。故推斷相同孵育時間，沖積土比紅壤有更旺盛的有機碳的礦化作用，此或許由於沖積土為常年耕作田的表土之故。

將不同時間土壤可溶性有機碳濃度的變化速率，以 $\Delta \text{DOC} / \Delta t$ 表示， ΔDOC 為將時間 t_2 的 CDOC 減去時間 t_1 的 CDOC， Δt 為時間差 ($t_2 - t_1$)，計算結果列於表5。 $\Delta \text{DOC} / \Delta t$ 亦即圖4.中不同處理的斜率，添加綠肥的沖積土與綠肥處理的紅壤相比，不但在孵育第4天有很高的 $\Delta \text{DOC} / \Delta t$ ，甚至在孵育的第7天仍有相當高的 $\Delta \text{DOC} / \Delta t$ 值，有的且在孵育第28天仍為正值。綠肥處理的紅壤則在孵育的第7天 $\Delta \text{DOC} / \Delta t$ 值就急遽降低，而在孵育21天後，均不大於0，意即土壤累積DOC的濃度不再隨時間增加。研判是脫碳作用的發生大於有機碳的分解之故。由表5可知，不同處理兩種土壤的可溶性有機碳濃度的增加速率，均以孵育一開始的前 7 天最快，而在孵育第43天以後，幾乎不增加。

表5. 不同處理土壤可溶性有機碳濃度的變化速率

Table5. The change rates of dissoluble organic carbon in submerged soils of different treatments during the period of incubation

Treatment	Days											
	3	7	14	21	28	35	43	52	59	66	74	81
	$\Delta \text{DOC} / \Delta t, \text{mg kg}^{-1} \text{day}^{-1}$											
Tay-Bao	8	1	1	N*	N	N	N	N	N	N	N	N
Tay-Bao+Se**	23	15	2	8	1	N	N	N	N	N	N	N
Tay-Bao+Cr	29	25	2	5	2	2	N	N	N	N	N	N
Tay-Bao+So	33	26	3	7	N	N	N	N	N	N	N	N
Min-Shyong	5	3	1	N	N	N	N	N	N	N	N	N
Min-Shyong+Se	22	3	3	N	N	N	N	N	N	N	N	N
Min-Shyong+Cr	22	6	3	N	N	N	N	N	N	N	N	N
Min-Shyong+So	16	8	4	N	N	N	N	N	N	N	N	N

*N : the value of $\Delta \text{DOC} / \Delta t \leq 0$

**Se:Sesbania, Cr:Cratalaria, So:Soybean

表6.為孵育前後不同處理土壤中腐植酸及黃酸 E_4/E_6 值的比較, E_4/E_6 值低表示此腐植植物粒子有大的粒徑或分子量, 反之亦然⁽¹³⁾。而 E_4/E_6 值低也表示腐植化的程度較高⁽³³⁾。由孵育前後兩種土壤腐植酸及黃酸的 E_4/E_6 值比較, 推斷紅壤腐植酸及黃酸的分子粒徑大於太保土, 或可能紅壤腐植化的程度高於沖積土。除添加綠肥大豆的處理, 其餘各處理土壤在孵育後, 腐植酸的 E_4/E_6 , 均下降, 可見孵育後, 有聚合作用發生, 因而形成較大的分子。而添加綠肥大豆的處理推測可能由於其組成分的關係 (木素含量較低), 其腐植酸聚合成較大粒徑分子可能較其他兩種綠肥困難。不同處理的兩種土壤在孵育後, 黃酸的 E_4/E_6 均下降, 此可能由於孵育後期, 黃酸的分子發生聚合作用, 而使粒徑變大, 然也可能由於不穩定的小粒徑黃酸分子被分解, 而留下較多大粒徑的黃酸分子。孵育後, 添加綠肥的紅壤黃酸 E_4/E_6 值的降低較沖積土為多, 由此推斷, 紅壤在促進添加綠肥後, 土壤中黃酸的聚合反應, 效果比沖積土佳。

表6. 不同處理試驗前後腐植質 E_4/E_6 的比較Table6. E_4/E_6 of humic materials in submerged soils of different treatments

Treatment	Humic Acid, E_4/E_6		Fulvic Acid, E_4/E_6	
	0	81, days	0	81, days
Tay-Bao	3.84 ^{ab*}	3.67 ^b	7.65 ^a	7.62 ^a
Tay-Bao+Se**	4.04 ^a	3.75 ^b	6.85 ^a	6.64 ^a
Tay-Bao+Cr	3.86 ^a	3.66 ^b	7.53 ^a	7.38 ^a
Tay-Bao+So	3.78 ^{ab}	3.89 ^a	7.43 ^a	7.30 ^a
Min-Shyong	3.41 ^c	3.25 ^c	5.74 ^b	5.64 ^b
Min-Shyong+Se	3.57 ^{bc}	3.43 ^c	5.99 ^b	5.17 ^b
Min-Shyong+Cr	3.47 ^c	3.34 ^c	5.98 ^b	5.18 ^b
Min-Shyong+So	3.32 ^c	3.38 ^c	5.87 ^b	5.37 ^b

*Value with the same superscript in the column indicated no significant difference ($P > 0.05$).

**Se:Sesbania, Cr:Cratalaria, So:Soybean

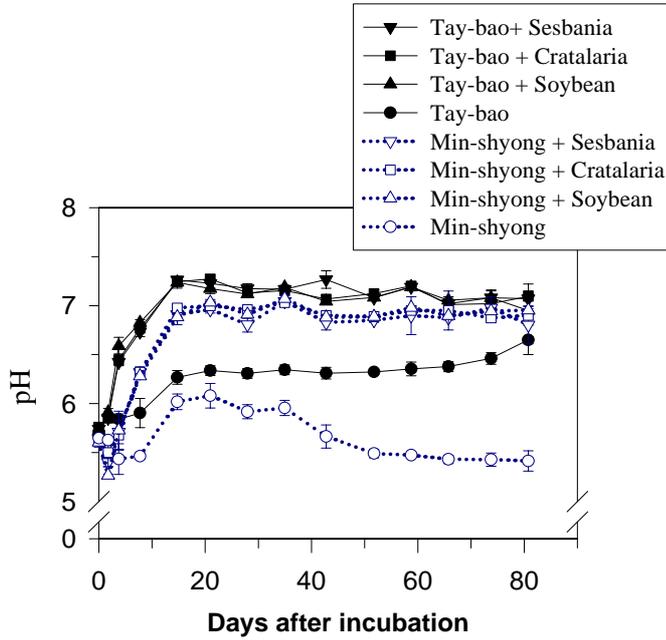


圖 1.不同處理在試驗期間土壤 pH 值的變化

Fig. 1. The changes of pH in submerged soils of different treatments during the period of incubation

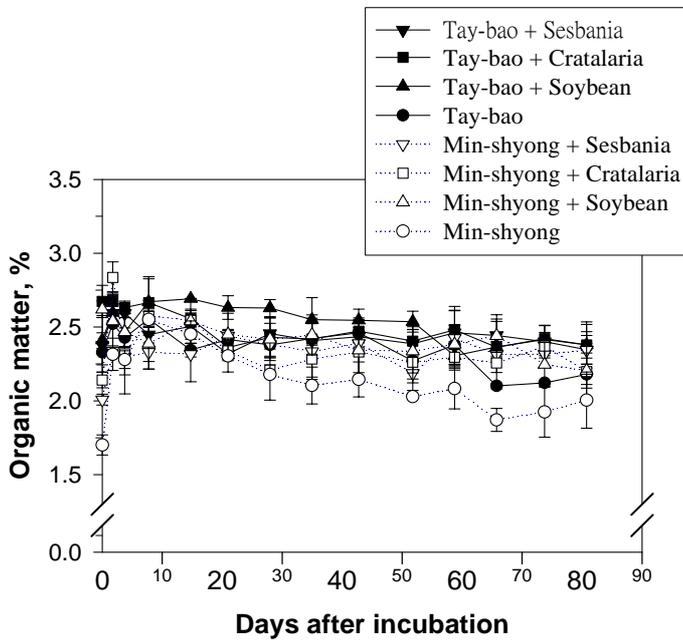


圖 2.不同處理在試驗期間土壤有機質濃度的變化

Fig. 2. The changes of organic matter in submerged soils of different treatments during the period of incubation

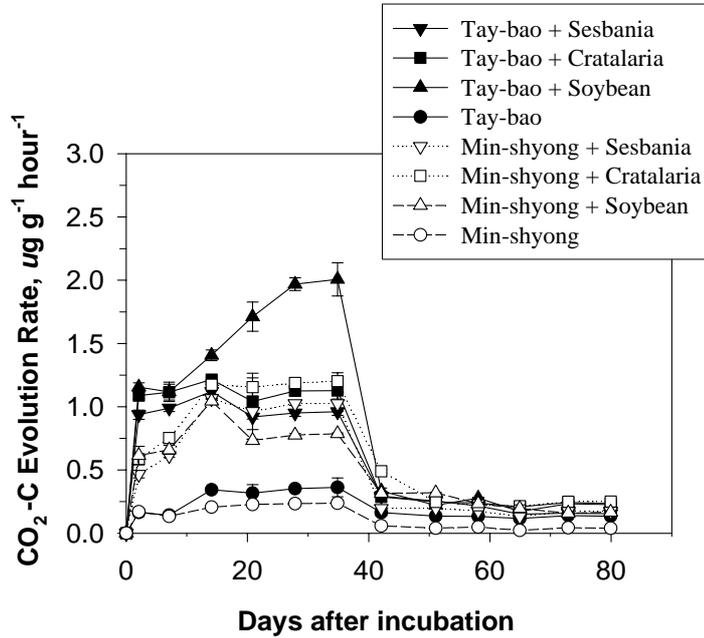


圖 3.不同處理在試驗期間土壤二氧化碳釋放速率的變化

Fig. 3. The changes of carbon dioxide evolution rates in submerged soils of different treatments during the period of incubation

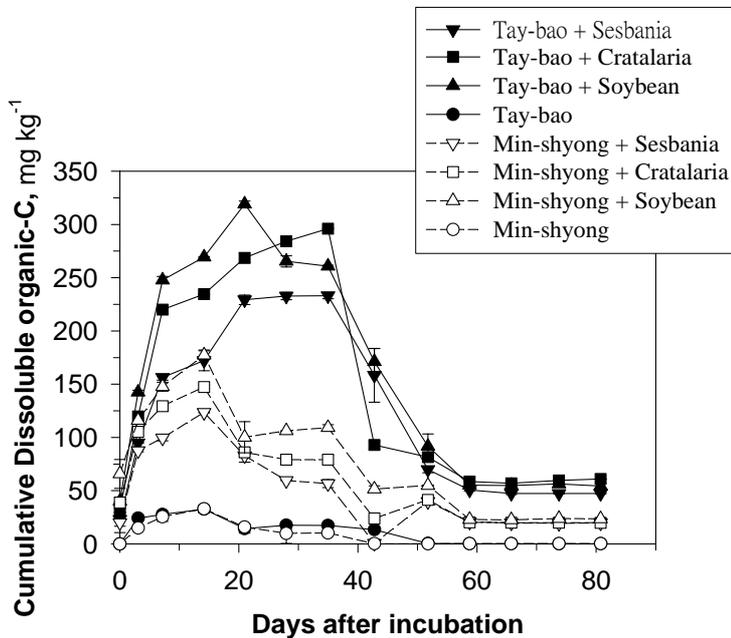


圖 4.不同處理在試驗期間土壤累積可溶性有機碳濃度的變化

Fig. 4. The changes of cumulative dissolvable organic carbon in submerged soils of different treatments during the period of incubation

引用文獻

- 1.林家棻、李子純、張愛華、陳卿英。1973。長期連用同樣肥料對於土壤化學性質與稻谷收量之影響。農業研究 22:241-262。
- 2.林晉卿、楊秋忠。2003。南部地區三種常用綠肥在浸水土壤中氮素的礦化。中華生質能源學會會誌 22(1-2):17-28。
- 3.莊作權。1997。土壤生態及生產力增進之研究－土壤中二氧化碳平衡系統對土壤肥力之影響。行政院國家科學委員會研究報告 NSC86-2313-B005-008-A13。
- 4.連大進。1994。台灣綠肥作物之栽培與推廣展望。農藥世界 127:28-32。
- 5.陳琦玲、連深。1996。台灣若干土壤有機質分解、聚積之模擬及有機質肥料施用基準之設定。有機質肥料合理施用技術研討會專刊 農試所，霧峰 171-188。
- 6.曾景山、王敏昭、王銀波。1997。三種堆肥加入兩種土壤後其腐植物質結構特性之轉變 中國農化會誌 35:385-400。
- 7.黃惠娟、曹文隆、張愛華。1995。春作綠肥作物適合性之評估。中華農業研究 44:413-419。
- 8.楊秀青。1966。蔗田綠肥成分與其分解之研究。糖試所研究彙報 39:91-109。
- 9.蕭舜煌。1986。木質磺酸鹽的氧化及轉化為土壤腐植酸之研究。國立中興大學土壤系研究所碩士論文。
- 10.羅瑞生、蘇楠榮。1989。酸性土壤於水稻—水稻—大豆輪作下長期施用石灰與作物殘體對土壤肥力及作物產量影響。台灣省政府農林廳土壤肥料試驗成果報告。
- 11.蘇育荻、鍾仁賜、黃振增、郭華仁、林鴻淇。1999。早苗蓼在浸水土壤中的礦化作用。中國農化會誌 37:215-224。
- 12.Chefetz, B., J. Tarchitzky, A. P. Deshmukh, P. G. Hatcher and Y. Chen. 2002. Structural characterization of soil organic matter and humic acids in particle-size fractions of an agricultural soil. Soil Sci. Soc. Am. J. 66:129-141.
- 13.Chen, Y., N. Senesi and M. Schnitzer. 1977. Information provided on humic substances by E_4/E_6 ratios. Soil Sci. Soc. Am. J. 41:352-358.
- 14.Entry, J. A. 2000. Influence of nitrogen on cellulose and lignin mineralization in blackwater and redwater forested wetland soils. Biol. Fertil. Soils 31:436-440.
- 15.Franzluebbers, K., R. W. Weaver, A. S. R. Juo and A. J. Franzluebbers. 1994. Carbon and nitrogen mineralization from cowpea plants part decomposing in moist and in repeatedly dried and wetted soil. Soil Biol. Biochem. 26(10):1379-1387.
- 16.Gerzabek, M. H., F. Pichlmayer, H. Kirchmann and G. Haberhauer. 1997. The response of soil organic matter to manure amendments in a long-term experiment at Ultuna, Sweden. Eur. J. Soil Sci. 48:273-282.
- 17.Goering, H. K. And P. J. van Soest. 1970. Forage fiber analyses (apparatus, reagents, procedures and some applications). Agric. Handb. 379. USDA-ARS, Washington, DC.
- 18.González-Vila, F. J., G. Almendros and F. Madrid. 1999. Molecular alterations of organic fractions from urban waste in the course of composting and their further transformation in amended soil. Sci.

- Total Environ. 236:215-229.
19. Hagin, J. and A. Amberger. 1981. Contribution of fertilizers and manures to the N- and P- load of waters. A Computer Simulation, p.123. Final Rept. The Deutsche Forschungs Gemeinschaft from Technion, Israel.
 20. Inbar, Y., Y. Chen and Y. Hadar. 1989. Solid-state carbon-13 nuclear magnetic resonance and infrared spectroscopy of composted organic matter. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 53:1695-1701.
 21. Kononova, M. R. 1966. *Soil Organic Matter*. 400-404. Pergamon Press, Oxford.
 22. Kostov, D., V. Rankov, G. Atanacova and J. M. Lynch. 1991. Decomposition of sawdust and bark treated with cellulose-decomposing microorganisms. *Biol. Fertile Soils* 11:105-110.
 23. Liang, B. C., E. G., Gregorich, M. Schnitzer and H. R. Schulten. 1996. Characterization of water extracts of two manures and their adsorption on soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 60:1758-1763.
 24. Martens, D. A. 2000. Plant residue biochemistry regulates soil carbon cycling and carbon sequestration. *Soil Biol. Biochem.* 32:361-369.
 25. Page, A. L., R. H. Miller and D. R. Keeney. 1982. Chemical and microbiological properties. In: *Methods of Soil Analysis Part 2*, 2nd Ed. pp. 168-169, 200-208, 228-240, 314-321, 414-426, 561-576, 595-622, 627-641, 645-658. *Editor-in-Chief ASA Pub.*, Dwayne R. Buxton.
 26. Paul, K. I., A. S. Black and M. K. Conyers. 2001. Effect of plant residue return on the development of surface soil pH gradients. *Biol. Fert. Soils* 33:75-82.
 27. Puget, P. and L. E. Drinkwater. 2001. Short-term dynamics of root- and shoot-derived carbon from a leguminous green manure. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 65:771-779.
 28. Rasiah, V. 1999. Nitrogen immobilization/remineralization in legume-amended soils as influenced by texture and compaction. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 30:829-841.
 29. Reddy, D. R., T. C. Fejtel and W. H. Patrick. 1986. Effect of soil redox conditions on microbial oxidation of organic matter. In: *The Role of Organic Matter in Modern Agriculture*. pp. 117-156. Y. Chen and Y. Avnimelech, eds. Martinus Nijhoff Pub., The Netherlands.
 30. Schnitzer, M. 1984. Nature of nitrogen in humic substances. In: *Humic Substances in Soils, Sediment, and Water*. pp. 303-325. G. R. Aiken, D. M. McKnight, R. L. Wershaw and P. MacCarthy, eds. Wiley-Interscience, New York.
 31. Schulten, H. R. and M. Schnitzer. 1997. Chemical model structures for soil organic matter and soils. *Soil Sci.* 162:115-130.
 32. Witt, C., U. Biker, C. C. Galicia and J. C. G. Ottow. 2000. Dynamics of soil microbial biomass and nitrogen availability in a flooded rice soil amended with different C and N sources. *Biol. Fert. Soils* 30:520-527.
 33. Yonebayashi, K. and T. Hattori. 1988. Chemical and biological studies on environmental humic acids I. Composition of elemental and functional groups of humic acids. *Soil Sci. Plant Nutr.* 34(4):571-584.

The Changes of Dissoluble Organic Carbon in Submerged Soil Amended with Green Manures¹

Lin C. C.², C. C. Young³, H. Z. Lin² and S. N. Huang²

Summary

This study investigates the correlation between CO₂ evolution and cumulative dissoluble organic carbon in terms of amending three kinds of green manures, namely sesbania, cratalaria, and soybean Tainan no. 4, which are commonly used in southern Taiwan, in two types of submerged soil, namely sandy alluvial and red soil under an incubating temperature of 25 . Experimental results reveal that variation of chemical properties, e.g. soil pH, organic materials, CO₂ evolution, cumulative dissoluble organic carbon, etc. was significantly influenced by addition of green manures. Acceleration of cumulative dissoluble organic carbon in both treated soils exhibits the fastest speed in the earliest seven days after incubation. For sandy alluvial treated with green manures, appearance of the highest concentration of cumulative dissoluble organic carbon is slower than the approaching point of the highest CO₂ evolution rate. However, for red soil treated with green manures, CO₂ evolution rate remains at the highest speed as the cumulative dissoluble organic carbon concentration is decreasing. In general, the highest CO₂ evolution rate appears in the second to the fifth weeks, which reveals a similar tendency with the one of the cumulative dissoluble organic carbon concentration. Thus, monitoring the CO₂ evolution rate in soil helps to identify the peak of cumulative dissoluble organic carbon concentration.

Key words: Green manure, incubation, CO₂ evolution rate, dissoluble organic carbon

Accepted for publication: 5 June, 2006

1. Contribution No. 323 from Tainan District Agricultural Research & Extension Station, Tainan, Taiwan.

2. Associate scientist, assistant and director, Tainan DARES. 70 Muchang Hsinhua, 712 Tainan, Taiwan, R.O.C

3. Professor, National Chung Hsing University, 250, Kuo Kuang Rd., Taichung 402, Taiwan R.O.C.