

嘉南藥理大學112年度 研究計畫成果報告

計畫名稱：農業剩餘資材(稻殼)再利用方式之土
壤碳匯效益評估

■重點(整合型)研究計畫

□與業界廠商合作之研究計畫

執行期間：112年05月04日至12月31日

總計畫主持人：劉瑞美

本(子)計畫主持人：劉瑞美

中華民國113年2月25日

摘要

生物炭是生物質在無氧或微氧條件下低溫熱轉化後的固體副產物，近年來多應用於土壤改良、肥料緩釋及碳封存等。本研究比較不同的熱裂解條件，將稻殼分別於低溫(350°C)、中溫(500°C)下進行熱裂解(升溫速率為10°C/min)燒結成生物炭，製成之生物炭 pH 值(1:5，生物炭/水)約為6.62~6.82；電導度值(1:5，生物炭/水)約為0.97~1.63 mS/cm，且以中溫(500°C)下熱裂解製成之稻殼炭具有較高之微孔比例與比表面積。添加0.5%、1%稻殼或稻殼炭至岸內(An)系、將軍(Cf)系與官田(Kt)系土壤中，進行恆溫孵育，孵育至第79天添加0.5、1%未經碳化之稻殼均能提升官田系土壤之有機碳含量，隨著孵育時間增長，添加0.5%稻殼之土壤有機碳呈現衰減現象。添加0.5%未經碳化之稻殼至將軍系與岸內系土壤，孵育至79天之土壤有機碳即呈現衰減現象，添加1%稻殼炭則仍可維持土壤有機碳含量之提升。添加0.5%稻殼炭則約於孵育至第49天時加速土壤碳礦化作用，較無土壤碳匯效益。孵育期間，定期採樣分析土壤腐植物質，結果顯示添加稻殼炭處理組之 E2/E4值較對照組低，顯示土壤中有機分子縮合程度較高，孵育試驗期間，將軍系土壤之 E2/E4值低於對照組；土壤孵育至後期(第199天)，官田系與岸內系土壤之 E2/E4值也明顯較對照組低，提升率約為40.1~51.5%，以將軍系土壤之提升率最高，顯示土壤有機物之有機分子縮合程度有明顯提升。孵育至199天時，官田系土壤之 E4/E6值下降26.8%，顯示腐植化作用提升效率最為顯著，添加稻殼炭或稻殼至岸內系土壤，其土壤 E4/E6值仍略高於對照組，顯示質材之添加對於提升土壤中有機物質腐植化作用仍受土壤種類與性質之影響。綜合上述結果可知，添加生物炭至試驗土壤中對於土壤有機碳之提升與促進有機物腐植化作用均有正向貢獻。研究結果可應用於推動農業剩餘資材資源化與增值再利用，加強農業循環技術之相關科技研發。



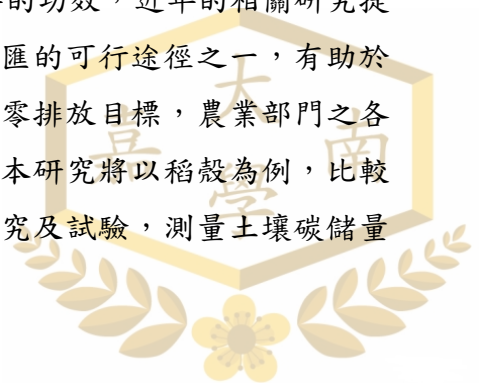
一、研究動機與研究問題

根據行政院主計處之農業廢棄物排放統計，我國每年農、林、漁、畜業約產生460~519萬公噸農業剩餘資材，過去此類剩餘資材大多以直接燃燒、堆肥或就地掩埋等方式處理。近年來全球推行「2050淨零排放」，農委會亦公布「農業淨零排放」相關策略，除積極響應外也顧及確保地球有限資源能有效利用，運用各種「循環經濟」模式，開發將農業剩餘資材廢棄物回收、再製造、再利用等方式進行循環，減少農業生產衍生的環境問題，將廢棄物轉換為可再利用之資源。

過去10年大氣中溫室氣體量達到史上最高峰，對於全球氣候造成重大影響(IPCC 2021)。2020年農業部門的二氧化碳排放當量超過149億餘公噸，已超過全球排放總量之25~30%。依據2021年國家溫室氣體排放清冊，我國農業部門溫室氣體排放量約500.6萬公噸 CO₂當量，第二期(110~114年)我國溫室氣體農業部門目標減量30%，較第一期須再減排80萬公噸 CO₂當量，其中農糧產業應減少34萬公噸 CO₂當量。若以每公頃森林碳匯9.76公噸、總量2,144萬噸，可完全折抵農業碳排，然農業生產的碳足跡如能持續下降，則可進而折抵其他部門之碳排放，協助國家達成「2050淨零排放」。淨零基礎是以2005年基準排放量訂定減量目標，農委會持續進行我國農業現況的碳盤查，取得基準量，建立基礎線(Base Line)，並發展量測、報告與驗證機制(measurement, reporting, verification, MRV)，以取得碳權評估農業之碳交易。

農業生產的淨零增匯行動需確保糧食安全原則下減少溫室氣體排放礎，方能協助農民透過碳權、碳交易增加收入，另一個可發展之主軸即為「農業增匯」。土壤為陸地生態系統中最大的碳庫，碳貯存量高達2500 Pg，然因森林砍伐、農地的集約利用、不適當的耕作、耕作大量使用化肥與農藥、土地利用方式改變等，導致土壤碳快速損失。我國農地面積約79萬公頃，農田土壤的有機碳含量偏低，透過農業土壤進行永續性的土壤碳匯管理可將碳長期封存於土壤，以減緩氣候變化和保障糧食安全。

農業剩餘資材直接施用於土壤無法達到碳封存的功效，近年的相關研究提出將農業廢棄物炭化成生物炭之技術是實現農業碳匯的可行途徑之一，有助於建構低碳、循環、永續的農業發展模式。為達成淨零排放目標，農業部門之各項調適、減量、增匯技術之研究與推廣極為重要，本研究將以稻殼為例，比較不同資源化處理方式之土壤碳匯效益，藉由投入研究及試驗，測量土壤碳儲量



以獲致適當的農業永續對策，妥善將農業剩餘資材進行循環與再利用，共同努力進行土壤碳匯與促進土壤健康。

二、文獻回顧與探討

IPCC 報告指出，糧食系統溫室氣體排放約占全球的21-37%之間。土壤為重要的碳儲存的場所之一，「土壤碳庫」碳貯量高達2500億噸(Gt)，其中包括約1550 Gt的土壤有機碳和950 Gt的土壤無機碳，土壤碳庫約是大氣碳庫(760 Gt)的3.3倍；生物碳庫的4.5倍(1)，提高土壤中腐植物質的形成速率對土壤中碳的長期儲存至關重要。然而土壤也是巨大的碳排放場所，土地利用方式的改變和不當的農業做法(如：耕作不當或過度使用化肥)常造成大量的土壤碳排放通量，土壤碳的通量和管理必須受到更多重視，以應對全球氣候變遷問題(2-4)，土壤碳庫的調控對生物多樣性、農業生產力和糧食安全有重大影響，也是全球許多國家實踐永續發展的重要方式。

為推動倡議土壤固碳與永續農業，農業耕作土壤中添加生物炭(無氧條件下將農業生物性廢棄物熱裂解所產生之富碳固體產物)對土壤理化性質的影響研究甚多，包括可提高土壤品質、吸水性、吸附能力和養分保留，以及對有機和無機污染物的吸附(5-8)，此外，由生物炭可穩定土壤有機質之相關研究(9, 10)亦可證實其在農業與環境治理的應用頗具潛力。生物炭中可溶性有機質組成與分布因原料類型、活化和熱解溫度(11, 12)、生物炭 pH 值和粒徑分布(13)、揮發物含量和酸官能團密度(14)而有所不同，研究指出10種不同原料製備的生物炭中所含的溶解有機碳(DOC)含量在435~5000 mg kg⁻¹ 之間，成分包括類腐植質(humic-like)、蛋白質/類單寧(protein-/tannin-like)、類黃酸(fulvic acid-like)、陸地腐植質(terrestrial humic-like)、類色氨酸(tryptophan-like)等物質，在高溫和鹼性環境條件下會造成大量可溶性有機質釋出(12)。

在土壤中腐植物質可能以高可溶性類黃酸形式或以難溶性類腐植質形式存在(15)，其結構和吸附特性差異很大，包括分子量(25,000~200,000 Da)、官能基團、芳香環和脂肪鏈的數量(16)。將農業剩餘資材製成生物炭是一項潔淨技術，然而生物炭如何影響土壤中腐植物質含量與分布的相關研究甚少，值得進一步研究。農業生態系統土壤中隨著氣候、土壤類型和管理方式，土壤有機碳庫會消耗 25-75%，碳損失幅度可能為10-50 噸/公頃。大量流失有機碳的土壤將嚴重影響土壤品質、農業生產力、因應氣候變化的調適能力，全球農業土壤的碳封存潛力約為1.2-31億噸碳/年，透過各種農業管理方式積極增加土壤有機碳庫將

可改善土壤結構、增產糧食、抵消化石燃料的碳排放來緩解氣候變化(17)。土壤碳封存潛力是依據儲存在土壤中總有機碳量來決定，其中高穩定性的碳才能發揮最佳的土壤固碳功效(18)。

鼓勵實施永續性的土壤碳匯管理亦存在其他有益的環境和經濟影響，例如，改善整體土壤健康以提高農業產量，減少對農業投入(化學肥料使用)的需求。我國的耕作條件、作物種類與其他國家有所不同，如何利用不同的土壤碳匯管理方式，因地制宜地調整不同地區、作物耕作與農業管理方式，本研究將探討農業剩餘資材製成生物炭的方式應用於嘉南地區不同土壤之碳匯成效，藉由研究結果獲致適當的土壤碳匯管理之永續對策。

三、研究方法與步驟

1. 生物炭製備與基本性質分析

(1) 生物炭製備：將稻殼洗淨後於65°C下乾燥，研磨過篩並混合均勻。在缺氧條件下，分別於350、500°C(升溫速率為10°C min⁻¹)進行熱解，所得之生物炭進一步分析物化性質。

(2) 生物炭基本特性：以生物炭/水比1:5測定酸鹼值及電導度值，皆以玻璃電極測定。

(3) 生物炭組成分析：以元素分析儀(EA; elemental vario ELIII)分析碳(C)、氮(N)、氧(O)、氫(H)、硫(S)，計算其氫碳比(H/C)與氧碳比(O/C)。以感應耦合電漿光譜儀(ICP-AES)測定生物炭之各項金屬含量。

(4) 生物炭孔隙特性：以比表面積分析儀(Micromeritics ASAP 2010)測定樣品對氮氣之等溫吸、脫附體積，再經由理論經驗式計算樣品之比表面積、微或中孔體積、總孔體積、孔隙分布與直徑等。

2. 試驗土壤之收集與分析

收集嘉義與台南農地分布面積最大的岸內系(弱育土)、將軍系(新成土)及特殊土系-官田系(淋餘土)土壤，經風乾過篩(10 mesh)後備用，分析土壤基本理化性質，包括：土壤質地(比重法)、土壤有機質含量(Walkley-Black 濕式氧化法)、以電極測定法土壤 pH 值與電導度(土水比1:5, w/v)、含水率、總體密度(Blake & Hartge, 1986)等。

3. 土壤孵育試驗

施用不同生物炭至定量土壤，每試驗處理3重複，處理包括：對照組(空白)、添加0.5、1%之稻殼、350°C與500°C生物炭至定量土壤，進行恆溫(25°C)孵育，



試驗期間保持60%飽和土壤含水量，定期採樣分析土壤水分、有機質、可溶性有機碳、腐植酸與黃酸含量，腐植酸溶液分別在280、465和665nm 波長進行比色，計算出 E2/E6、E2/E4、E4/E6值，以評估不同質材對土壤之有機碳提升、碳停留時間與穩定性之影響。

4. 土壤有機碳儲存量(soil organic carbon stock, SOCstock)

依據分析之土壤有機碳(SOC)含量變化進行估算，比較不同試驗處理間土壤有機碳隨時間變化之趨勢，估算土壤有機碳之年增加量和增長率。土壤碳匯計算方法採 IPCC(2006)之國家溫室氣體清冊公式，將土壤有機碳量(g C kg^{-1})換算成單位面積之土壤有機碳儲存量(ton C ha^{-1})，再以試驗時間換算成土壤有機碳年增加量和增長率。

四、結果與討論

農業部門的二氧化碳排放當量約佔全球排放總量之25~30%。土壤為陸地生態系統中最大的碳庫，碳貯存量高達2500Pg，然因森林砍伐、農地的集約利用、不適當的耕作、耕作大量使用化肥與農藥、土地利用方式改變等，導致土壤碳快速損失。我國農地面積約79萬公頃，農田土壤有機碳含量偏低，透過農業土壤的碳匯管理進行永續性土壤碳封存，以減緩氣候變化和保障糧食安全。本研究將適當運用生物炭材料與促進腐植化微生物的相互作用來提高土壤碳匯。

本研究將農業有機廢棄物(稻殼)資源化成生物炭，分析生物炭之基本物化特性，評估施入不同土類土壤中之土壤有機碳穩定性與碳匯效益，篩選增加土壤碳匯潛力之生物資源組合。

1. 稻殼炭之基本性質

生物炭之化學成分因不同生物質原料種類和來源而有不同變化，本研究選用稻殼生料(rR)、分別於350°C與500°C下熱裂解製成之生物炭稻殼炭(R350、R500)，做為研究之資材。試驗資材之基本特性與元素組成示如表1。R350、R500稻殼炭 pH 值(1:5, w/v)分別為6.62、6.82，利用較高溫度之裂解程序製成生物炭，可使質材中無機離子燒結成鹼性物質(如：灰分)，從而提升生物炭 pH 值，稻殼炭 pH 值上升幅度並不大，因稻殼炭矽含量較高，高溫燒結過程中形成大量二氧化矽，於水相中解離出之鹼性物質相對較少，因而無法大幅提高其 pH 值。R350、R500稻殼炭之電導度(Electrical Conductivity, EC)分別為0.97、1.63 mS/cm，顯示較高的熱裂溫度下製成之稻殼炭亦有較高之導電度值，然若生物炭可溶性離子濃度太高，直接應用於土壤將可能傷害植物根系之發展，導致作物生產力

下降，在農業應用上，生物炭之特性分析資料將能提供參考。不同生物質材與裂解方式對生物炭的孔隙特性影響甚大，生物炭製備之裂解溫度與速度可決定孔隙結構生成之速率，較為慢速之炭化過程時可生成較完整的孔隙結構而有較高之比表面積，而快速炭化則易生成不均勻性孔隙結構，使得質材之孔隙性與孔體積降低，部分種類之質材易產生焦油，附著在生物炭結構上，堵塞生物炭孔隙度，造成表面積減少而影響生物炭的吸附能力。本研究考量生物炭的產率與農業應用之需求，500°C下熱裂解製成之稻殼炭比表面積為99.4 m²/g，顯示具有良好的孔隙性。350°C下熱裂解製成之稻殼炭的微孔比例甚低，故比表面積甚低。500°C下熱裂解製成之稻殼炭之含碳量明顯較高，顯示較高的熱裂解溫度下製成之生物炭具高含碳量與豐富的孔隙結構而具有良好的吸附性，較具農業應用上之潛力。

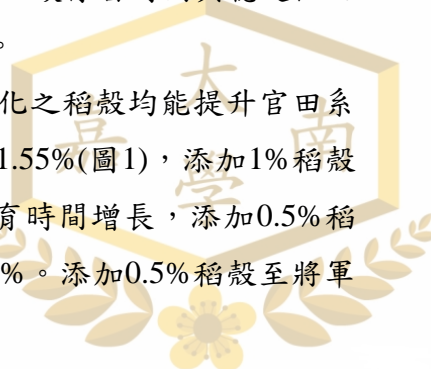
2. 試驗土壤之收集與分析

收集台南農地面積最大的岸內系(弱育土)與將軍系(新成土)，及特殊土系-官田系(淋餘土)土壤，經風乾過篩(10 mesh)後備用，分析土壤基本理化性質，包括：土壤質地(比重法)、土壤有機質含量(Walkley-Black 濕式氧化法)、以電極測定法土壤 pH 值與電導度(土水比1:5，w/v)、含水率、總體密度(Blake & Hartge, 1986)、游離鐵錳萃取(DCB 法)等，各項性質如表2所示，土壤酸鹼值(1:5，soil:water)介於6.05~8.42，土壤電導度值則介於3.18~18.44 dS/m，土壤有機質則介於 2.64~4.12%。將軍系土壤電導度值明顯高於其他試驗土壤，且土壤中砂粒含量較大，屬粗質地土壤；岸內系土壤之酸鹼值較高，屬鹼性土壤；官田系土壤有較高之土壤有機質、黏粒、鐵與錳含量。

3. 土壤孵育試驗

添加0.5%、1%稻殼或稻殼炭至岸內系(弱育土)與將軍系(新成土)及官田系(淋餘土)土壤進行恆溫孵育(25°C)，保持60%飽和土壤含水量，定期採樣分析土壤水分、有機碳，評估不同質材對土壤之有機碳提升、碳停留時間與穩定性之影響，不同試驗處理對土壤有機碳提升效應有所差異。

孵育試驗進行至第79天時，添加0.5、1%未經碳化之稻殼均能提升官田系土壤之有機碳含量，提升率分別為1.32~9.97、7.39~21.55%(圖1)，添加1%稻殼炭則土壤有機碳含量提升率約為3.78~15.03，隨著孵育時間增長，添加0.5%稻殼之土壤有機碳呈現衰減現象，衰減率最高可達3.13%。添加0.5%稻殼至將軍



系土壤，孵育至199天時，土壤有機碳即明顯衰減，衰減率高達11.62%(圖2)；添加1%稻殼炭則在孵育期間仍可維持土壤有機碳含量提升率約為7.46~17.78%。經恆溫孵育199日後，添加1%稻殼炭至將軍系土壤，土壤有機碳含量提升(16%)最為穩定。添加未經碳化之稻殼則加速土壤碳礦化作用，較無土壤碳匯效益。隨時間部分處理的碳礦化作用明顯，岸內系土壤已呈現土壤有機碳含量下降之趨勢(圖3)。

利用可見光分光光度計即時試驗土壤中有機物質之腐植化程度，分別偵測波長在280、465 nm 和665 nm 的吸光度，以 E2/E4、E4/E6值來判定評估不同添加質材對土壤之有機碳停留時間與穩定性之影響。E2/E4表徵有機物分子縮合度，縮合度隨著 E2/E4值的減小而增高(Strobel et al., 2001)。添加稻殼炭之試驗組 E2/E4值均低於對照組，添加稻殼之試驗組 E2/E4值較高，顯示添加未經碳化之生物質材至土壤中均降低有機物質之相對分子量和芳香化程度。腐植酸可分成水萃取和鹼萃取兩種，前者主要是指通過微生物生物化學作用新形成的小分子腐植酸，後者主要是指結合態的大分子腐植酸，腐植酸在波長465 nm 和665 nm 處具有特異吸收峰值，465 nm 和665 nm 的吸光度比值，稱為 E4/E6比，該值與腐植酸分子大小或縮合度有直接關係，通常隨腐植酸分子量的增加或縮合度增大而減小，水萃取腐植酸之 E4/E6值可作為土壤中有機物質腐植化程度的重要指標。腐植酸在 E4/E6的比值通常會小於5.0；而黃酸的 E4/E6比值範圍約為6.0~8.5 左右。土壤有機物質之 E4/E6值與平均分子量和大小成反比。

孵育期間，定期採樣分析土壤腐植物質，結果顯示添加稻殼炭處理組之 E2/E4值較對照組低，顯示土壤中有機分子縮合程度較高，孵育試驗期間，將軍系土壤之 E2/E4值低於對照組；土壤孵育至後期(第199天)，官田系與岸內系土壤之 E2/E4值也明顯較對照組低，土壤孵育至後期(第199天)，官田系與岸內系土壤之 E2/E4值也明顯較對照組低，官田系、將軍系與岸內系土壤之 E2/E4值下降率分別為40.1、51.5、45.9 %，以將軍系土壤最高，顯示土壤有機分子縮合現象最為明顯。添加生物炭可使 E4/E6 值明顯低於對照組或添加稻殼處理組，文獻指出堆肥之 E4/E6比和有機質的腐植化程度、芳香性及相對分子品質呈負相關，其值越高，腐植化程度越低。有機物添加至土壤初期，微生物活性較強，將糖類、蛋白質等易分解的有機物質分解為簡單的有機物或無機物，E4/E6 值呈增加趨勢，隨著孵育時間延長，小分子再度合成較穩定之大分子，致使 E4/E6值均呈現下降後逐漸升高。孵育至第199天時，添加稻殼炭之土壤 E4/E6 值則明顯降低，顯示腐植化過程大分子有機物的合成作用大於其降解過程，不

飽和物質的縮合度及芳構化程度明顯增加，因此 E4/E6值呈現降低趨勢。然而添加稻殼之 E4/E6值仍維持較高的數值，推測此時稻殼中可能有部分未芳香化完全之物質再度進行分解所致，顯示稻殼炭的添加可提高土壤中有機物質之腐植化，同時使分子中芳香環的縮合度和芳構化程度更大。孵育至199天時，官田系與將軍系土壤之 E4/E6值下降率分別為26.8、14.9 %，以官田系土壤中腐植化作用提升效率最為顯著，顯示土壤有機分子縮合現象最為明顯，然岸內系土壤添加稻殼炭或稻殼之土壤 E4/E6值仍略高於對照組，顯示質材之添加是否能提升土壤中有機物質腐植化仍受土壤種類與性質之影響。

本研究藉由添加稻殼與稻殼炭至試驗土壤中進行恆溫孵育試驗，測量土壤有機碳變化量以評估土壤有機碳停留時間與穩定性，研究結果可知，不同的農業剩餘資材資源化處理條件，對於增加土壤碳匯效益亦有所不同，可獲悉各類資材之土壤增匯適用性與使用方式，提出增加土壤碳匯潛力的資材製作技術與土壤碳匯管理運用策略。未來將藉由投入更多的研究及試驗，獲致適當的農業永續對策，共同努力進行土壤碳封存與促進土壤健康。



表1、稻殼炭之孔隙特性與元素分析

	pH	EC mS/cm	OM %	S _{BET} m ² /g	V _{micro} cm ³ /g
R350	6.62	0.97	53.3	1.76	0.0007
R500	6.82	1.63	56.1	99.4	0.0582
	C	N	H	S	C/N
	----- % -----				
rR	35	0.28	4.5	0.06	125
R350	53.3	1.11			48.01
R500	67.04	1.03	1.27	0.22	69.07

rR : 稻殼 ; R350 : 350°C 下熱裂解所得之稻殼炭 ; R500 : 500°C 下熱裂解所得之稻殼炭



表2、孵育試驗用之土壤性質

	pH	EC dS/m	OM %	Soil texture			CEC meq/100g	Fe mg/kg	Mn mg/kg
				Sand (%)	Silt (%)	Clay (%)			
將軍(Cf)	7.74	18.44	2.64	76	8	16	187.60	140.78	1.57
鹽水(An)	8.42	3.44	2.86	72	12	16	191.67	138.32	2.27
官田(Kt)	6.05	3.18	4.12	52	20	28	355.66	156.08	3.00



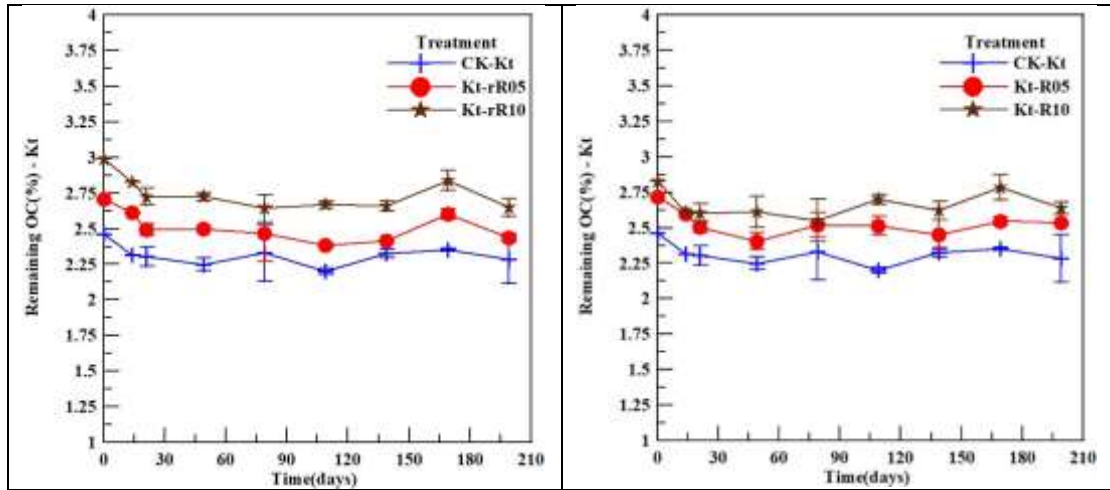


圖1、添加0.5%、1%稻殼與稻殼炭至官田系土壤孵育試驗之土壤有機碳變化

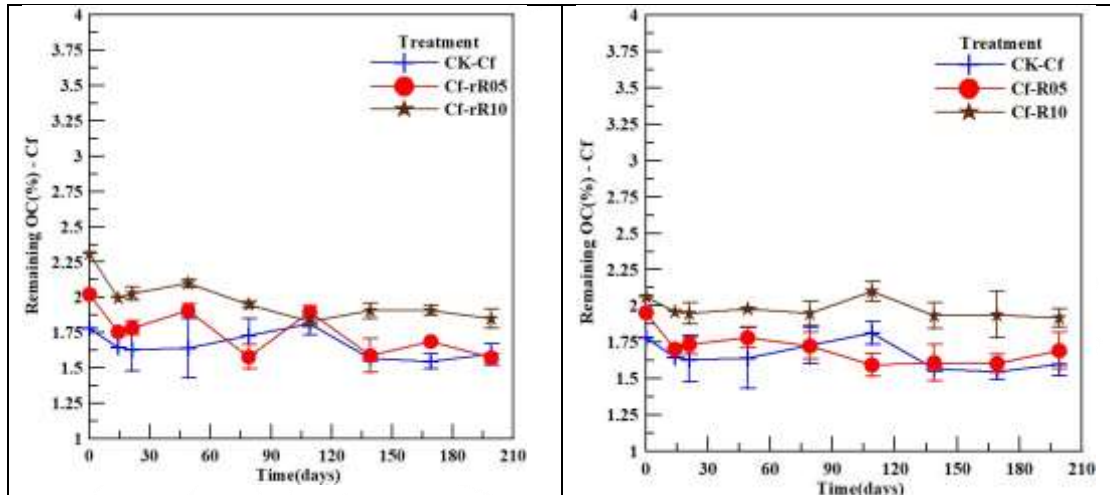


圖2、添加0.5%、1%稻殼與稻殼炭至將軍系土壤孵育試驗之土壤有機碳變化

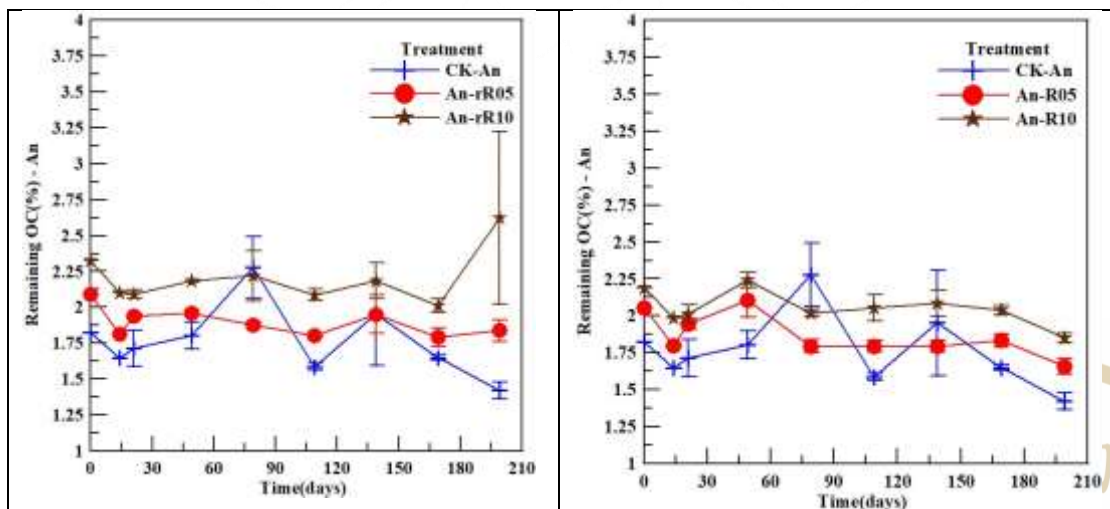
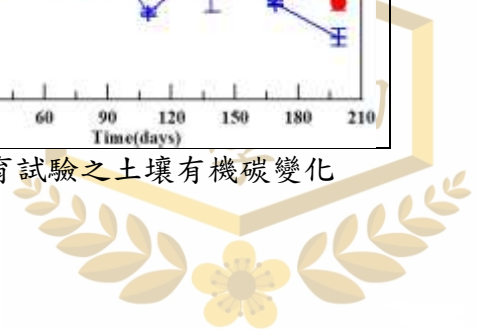


圖3、添加0.5%、1%稻殼與稻殼炭至岸內系土壤孵育試驗之土壤有機碳變化



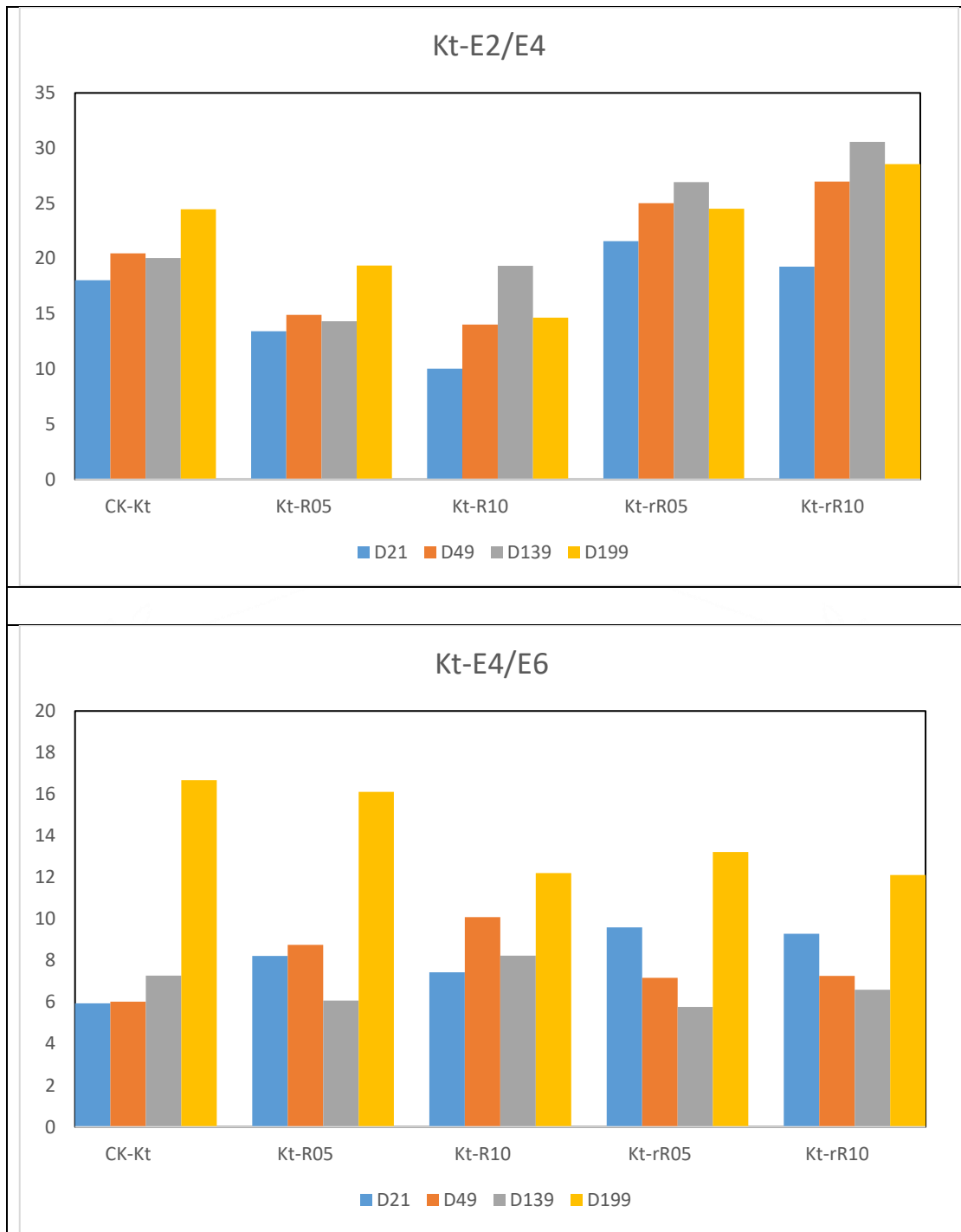


圖4、添加0.5%、1%稻殼與稻殼炭至官田系土壤孵育試驗之土壤有機碳 E2/E4、E4/E6值變化



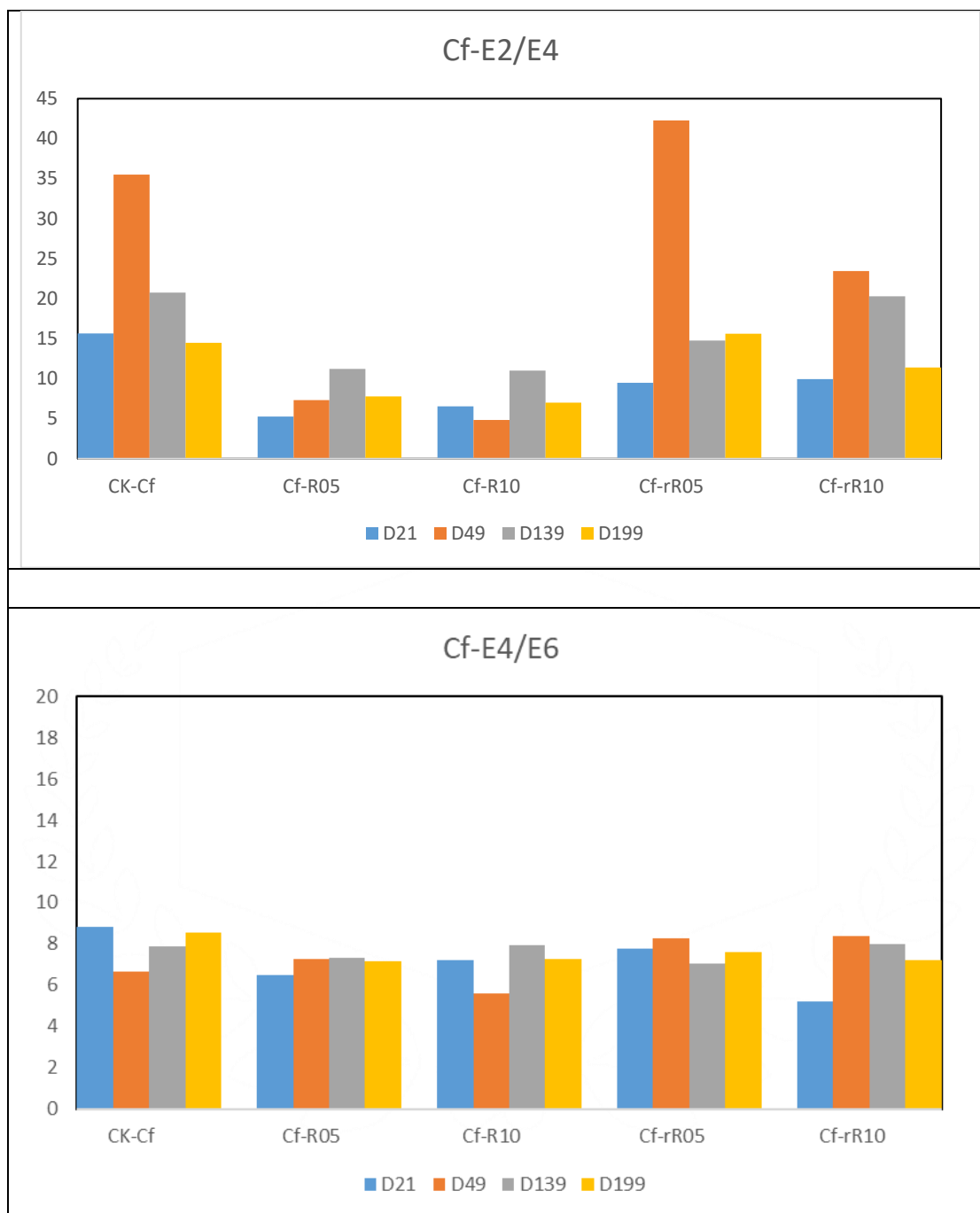


圖5、添加0.5%、1%稻殼與稻殼炭至將軍系土壤孵育試驗之土壤有機碳 E2/E4、E4/E6值變化



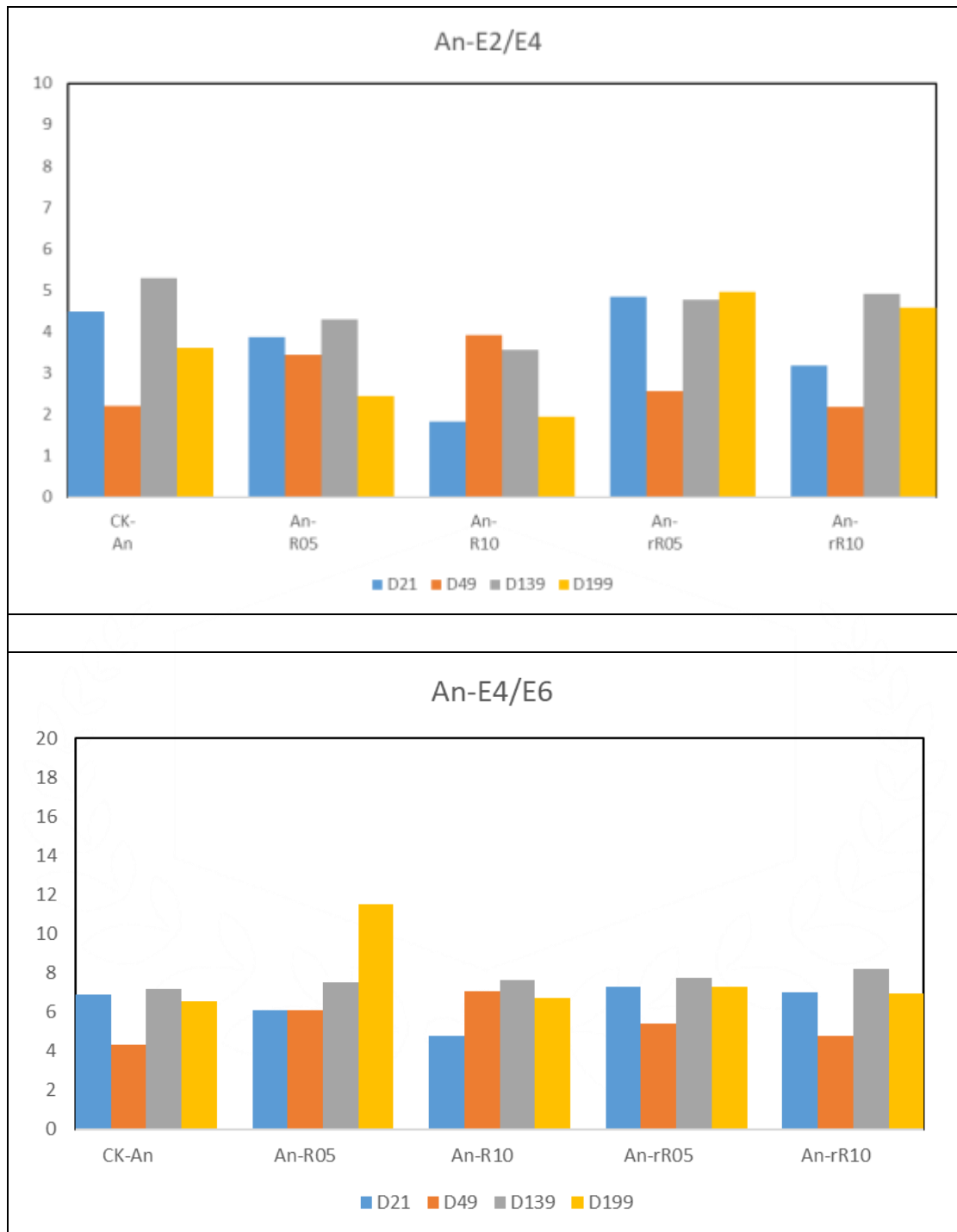


圖6、添加0.5%、1%稻殼與稻殼炭至岸內系土壤孵育試驗之土壤有機碳 E2/E4、E4/E6值變化



五、參考文獻

1. R, Lal. 2004. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Science*. 304:1623–1627.
2. Davidson, E.A. 2020. Carbon dioxide loss from tropical soils increases on warming. *Nature* 584:198-199.
3. Eswaran, H., Van Den Berg, E., and Reich, P. 1993. Organic carbon in soils of the world. *Soil Sci. Soc. Amer. J.* 57:192–194.
4. Sayer, E. J., Heard, M. S., Grant, H. K., Matthews, T. R., and Tanner, E. V. 2011. Soil carbon release enhanced by increased tropical forest litterfall, *Nature Climate Change* 1:304–307.
5. Agegnehu, G., Bass, A. M., Nelson, P. N., and Bird, M. I. 2016. Benefits of biochar, compost and biochar: Compost for soil quality, maize yield and greenhouse gas emissions in a tropical agricultural soil. *Sci. Total Environ.* 543:295–306.
6. Kizito, S. et al. 2019. Role of nutrient-enriched biochar as a soil amendment during maize growth: exploring practical alternatives to recycle agricultural residuals and to reduce chemical fertilizer demand. *Sustainability* 11, 3211.
7. Suliman, W. et al. 2017. The role of biochar porosity and surface functionality in augmenting hydrologic properties of a sandy soil. *Sci. Total Environ.* 574:139–147.
8. Wang, D., Jing, P., Zhang, H. and Yuan, W. 2020. Biochar production and applications in agro and forestry systems: A review. *Sci. Total Environ.* 723:137775.
9. Jindo, K. et al. 2016. Influence of biochar addition on the humic substances of composting manures. *Waste Manage.* 49: 545–552.
10. Juriga, M. et al. 2018. The effect of different rates of biochar and biochar in combination with N fertilizer on the parameters of matter and soil structure. *J. Ecol. Eng.* 19:153–161.
11. Chinu, K., Marjo, C. E., Joseph, S. D. and Singh, B. 2017. Dissolved organic carbon and LC-OCD of biochar. In *Biochar: A Guide to Analytical Methods* (ed. Singh, B., Camps-Arbestain, M. & Lehmann, J.) 64 – 73 (CRS Press).
12. Rajapaksha, A. U. et al. 2019. Dissolved organic matter characterization of biochars produced from different feedstock materials. *J. Environ. Manage.* 233: 393–399.
13. Cybulak, M., Sokołowska, Z., Boguta, P. and Tomczyk, A. 2019. Influence of pH and grain size on physicochemical properties of biochar and released humic substances. *Fuel* 240:334–338.
14. Mukherjee, A. and Zimmermann, A. R. 2013. Organic carbon and nutrient release from a range of laboratory-produced biochars and biochar-soil mixtures. *Geoderma* 139:122–130.
15. Boguta, P. and Sokołowska, Z. 2016. Interactions of Zn(II) ions with humic acids isolated from various type of soils. Effect of pH, Zn concentrations and humic acids chemical properties. *PLOS One* 11(4), e0153626.
16. Siéliéchi, J. M. et al. 2008. Changes in humic acid conformation during coagulation with ferric chloride: Implications for drinking water treatment. *Water Residue* 42, 2111.
17. Dynarski, K.A., Bossio, D. A., and Scow, K.M. 2020. Dynamic Stability of Soil Carbon: Reassessing the “Permanence” of Soil Carbon Sequestration. *Front. in Environ. Sci.* 8:514701
18. Tang, C., Yang, F., and Antonietti, M. 2022. Carbon materials advancing microorganisms in driving soil. AAAS Research Article ID 9857374, 12 pages

