全球土壤有機碳監測、報告、查證技術手冊

測量、監測、報告、及查證農業地景土壤有機碳之技術手冊

聯合國糧食及農業組織
羅馬，2020

引用出處：
FAO. 2020. A protocol for measurement, monitoring, reporting and verification of soil organic carbon in agricultural landscapes – GSOC-MRV Protocol. Rome. https://doi.org/10.4060/cb0509en

ISBN 978-92-5-133126-2

目錄

表目錄

圖目錄

照片目錄

貢獻者

GSOC-MRV Working Group

Ms Carla Pascale

Ms Carmen Virasoro

Ms Claudia Di Bene

Ms Farida Joumade Mansouri

Ms Kristin Piikki

Ms María Almagro

Ms Maria Fantappiè

Ms Nuha Abdalla Mohamed

Ms Rosa Francaviglia

Ms Sabin Guendehou

Ms Thérèse Atallah

Mr Ahmad S Muhaimeed

Mr Ahmed Douaik

Mr Amanullah

Mr Anil Somenahally

Mr Arwyn Jones

Mr Azubuike C. Odunze

Mr Benoit Lambert

Mr Bertin Takoutsing

Mr Bhanooduth lalljee

Mr Bruno Chávez-Vergara

Mr Charles W. Rice

Mr Chuck Bulmer

Mr Edward Yeboah

Mr Emanuele Lugato

Mr Fatih Evrendilek

Mr Francis B. T. Silatsa

Mr Gerard Heuvelink

Mr Guillermo F Olmedo

Mr Guillermo Peralta (Lead author) Mr Hamza Keskin

Mr Hatirarami Nezomba

Mr Hida Manns

Mr Hussam H. M. Husein

Mr Ibrahim Khalil

Mr Izerimana Eric

Mr Jamal Elfaki

Mr Jeffrey Castellas

Mr John Cole

Mr Kwabena Abrefa Nketia

Mr Macoumba Loum

Mr Manuel Martin

Mr Mario Guevara

Mr Martin Fraguio

Mr Martin Kaonga

Mr Miguel Taboada (Lead author)

Mr Muhammad Arif

Mr Muhammad Riaz

Mr Munir H. Zia

Mr Murat Sarginci

Mr Rachid Moussadek

Mr Rainer Baritz

Mr Rainer Nerger

Mr Rajesh Chintala

Ms Romy L Zyngier

Mr Sebastián Villarino

Mr Sevinc Madenoglu

Mr Siabruk Olesia

Mr Stephen Owusu

Mr Upendra Sainju

Mr Varun Vats

Mr Waqar Ahmad

Ms Adrianna Marchand

GSP Secretariat

Ms Rosa Cuevas

Mr Christian Omuto Mr Kostantin Viatkin Mr Ronald Vargas

Mr Yusuf Yigini

Special adviser and reviewer

Prof. Pete Smith, University of Aberdeen

審稿者

GSP Pillar 4 Working Group

Ms Costanza Calzolari Ms Maria Fantappié

Mr Bert VandenBygaart Mr David Medychyi-Scott Mr

Dominique Arrouays Mr Iuri Rozloga

Mr Luca Montanarella Mr Mario Guevara

Mr Rachid Moussadek Mr Rainer Baritz

Mr Rik van den Bosh Mr Yiyi Sulaeman

Intergovernmental Technical Panel on Soils

Ms Costanza Calzolari

Ms Rosa Poch

Mr Fernando Garcia Prechac Mr Jun Murase

Ms Lucia Anjos

Scientific and Technical Committee – 4/1000 Initiative

Ms Beverley Henry

Ms Claire Chenu

Mr Farshad Amiraslani

Ms Lydie Stella Koutika

Mr Jagdish Ladha

Ms Beata Emoke Madari Mr Budiman Minasny

Ms Cornelia Rumpel

Mr Saidou Nourou Sall

Mr Yasuhito Shirato

Mr Jean-Francois Soussana

CIRCASA Consortium

Mr Niels Batjes

Mr Luca Montanarella

Mr Roland Hiederer

Mr Remi Cardinael

Mr Brendan Malone

Mr Jean-François Soussana Ms Cristina Arias-Navarro

Science and Policy Interface United Nations Convention to Combat Desertification

Ms Marijana Kapović-Solomun Mr Rattan Lal

Editorial team

Mr Matteo Sala

Ms Isabelle Verbeke


©FAO / Ronald Vargas

引言

氣候變遷、人口增長、都市擴張、日益加劇的全球糧食生產不足、飲食的改變和生物多樣性損失僅是人類目前面臨的部分挑戰；人們越來越關注不斷加劇的污染及其所造成的衝擊，以及持續擴大的土地退化和荒漠化。近年來，COVID-19 疫情的爆發亦為全世界增添了一項新挑戰，這也考驗人類社會各個層面在調適困境時的韌性。

上述的全球化危機使我們體認到，人們所能掌握和確保糧食安全、提供土壤固有的關鍵生態系統服務的能力(例如供給食物、纖維和燃料，以及調節氣候和碳吸存)，將取決於健康且可永續利用的土壤。

土壤是糧食生產和許多必需的生態系統服務基礎。由於土壤是構成陸生系統中最主要的碳儲存庫，故其已成為減緩和調適氣候變遷的關鍵資源之一。土壤有機碳(SOC)是維持土壤健康不可或缺的組成，其於土壤、生態和農業生態系統整體表現中扮演著關鍵角色。增加土壤有機碳含量可增加整體土壤健康和肥力、提升農業的韌性和永續性，從而改善全人類的糧食安全和營養狀況。此外，土壤和土壤有機碳有助於氣候變遷的調適和減緩氣候變化也已被大眾所認知及科學證實。

《巴黎協定》、《科羅尼維亞農業聯合工作》和聯合國政府間氣候變化專門委員會(IPCC)近期的《氣候變遷與土地特別報告》，也促成了有利於政治制度環境的發展，這將使以維持土壤有機碳和/或土壤有機碳吸存為基礎的永續管理措施受到支持和採納。

此外，在永續發展目標(SDGs)的推動背景下，永續的全球糧食系統必須營造一個永續的環境，使農業、生物多樣性保護，以及氣候變遷調適和減緩均能夠蓬勃發展，同時也能共存並互補。

永續發展目標第 15 項「生命與土地」將土壤納入細項目標 15.3 中，說明：『在西元 2030 年以前，對抗荒漠化，恢復劣化的土地和土壤，包含受到荒漠化，致力實現沒有土地

©FAO / Matteo Sala

退化的世界。』永續發展目標指標 15.3.1 提到：『退化的土地占所有土地面積的比例』，以三個子指標項目和相關標準為基礎，包括：土地覆蓋(土地覆蓋變化)、土地生產力(土地生產力動態)和碳儲量(土壤有機碳儲量)。

於 2017 年聯合國糧食及農業組織(FAO)、全球土壤夥伴關係(GSP)、政府間土壤技術專門委員會(ITPS)、聯合國政府間氣候變化專門委員會、《聯合國防治荒漠化公約》的科學政策窗口(UNCCD-SPI)和世界氣象組織(WMO)等單位，聯合舉辦了一次全球土壤有機碳研討會。研討會提供了一個審視及討論土壤和土壤有機碳在調適和減緩氣候變遷、永續發展，以及減緩土地退化方面所扮演的重要角色的機會。最終的成果文件中就未來的方向提出了明確可行的建議，包括依 ITPS 的指引成立工作小組，並發展測量、報告、查證及監測農業地景土壤有機碳吸存和溫室氣體排放方法。

從那時起，FAO 和 GSP 發起了 RECSOIL：全球土壤再碳化計畫。這是一個以土壤有機碳吸存為基礎並擴大永續土壤管理規模的綜合工具。

測量、監測、報告及查證(MRV)土壤有機碳的增加和永久性，對於涉及碳匯農業(carbon farming)和氣候金融(climate finance)的任何專案而言，是一個關鍵的步驟，同時也透過適用現地規模的完整分析方法來支持永續發展目標第 15.3.1 細項目標。

本監測、報告及查證技術手冊是透過科學家、政府決策者、糧農組織成員，以及國際和政府間小組經深入研究和討論所訂定，本手冊將提供標準化的工具來支持 SDG[1] 15.3.1，以及任何與土壤有機碳吸存和新發起的 RECSOIL 計畫相關的專案。

我希望此自願性之技術手冊能給予為了達到土壤健康的目標而廣泛採用永續土壤管理措施的使用者支持，並幫助他們在對抗氣候變遷和對其他關鍵的生態系統服務提出因應措施的同時，有一個可信賴的方法來衡量碳吸存的成效，這將為實現永續發展目標做出極大的貢獻。

Maria Helena Semedo

Deputy Director-General

Food and Agriculture Organization of the United Nations

[1] 譯註：永續發展目標(Sustainable Development Goal, SDG)


©FAO / Matteo Sala

序

FAO、GSP、IPCC、UNCCD-SPI 及 WMO 於 2017 年 3 月於羅馬聯合舉辦全球土壤有機碳研討會(簡稱 GSOC17)，這份文件為該研討會的成果。

GSOC17 的成果文件「解鎖土壤有機碳的潛力」，涵蓋了許多往未來目標推進的建議。其中一項建議要求成立一個工作小組，旨在發展並訂定出因地制宜的準則，用於測量、製圖、監測及報告土壤有機碳的變化。這些準則可依當地情況進行調整，用來監測土壤有機碳儲量和變化，並依結果調整土壤管理策略。

根據該文件的建議，GSOC-MRV 工作小組是透過公開徵選的專家所組成，並在 ITPS 的指引下，負責擬定測量、報告及查證(measurement, reporting, verification; MRV)技術手冊草稿，並由不同工作小組和專家審議和審查。

自 2018 年 3 月公開徵選專家[2]，共有 124 名來自世界各地的專家響應，該工作小組先訂出目錄草稿，再依照本技術手冊各個章節選擇不同的撰寫者。

最初版的草稿完成並遞交至 ITPS 審議後，ITPS 提出許多需改善的建議，隨後 GSOC-MRV 工作小組按建議擬定出了更全面的初稿。

初稿隨後被遞交至《聯合國防治荒漠化公約》科學政策窗口、千分之四倡議科學和技術委員會，以及土壤碳吸存國際研究合作協調組織(CIRCASA)聯合審查，並收到非常多廣泛的回饋和改進技術手冊的建議。

GSOC-MRV 工作小組納入各方提出的建議和回饋後擬定了第二版；最終版則提交至第八屆 GSP 全體大會審議。本 GSOC-MRV 技術手冊已於 2020 年 6 月 3 日至 5 日舉行的全體大會認可通過。

在此須聲明，這是一份支持土壤有機碳吸存工作的技術文件，屬非強制性，而是完全自願性。

我們希望成員和夥伴皆能充分利用本 GSOC-MRV，作為自願性測量農業地景土壤有機碳儲量和變化的工具書。

[2] 譯註：公開徵選專家 https://reurl.cc/RWojae

謝誌

GSOC-MRV 技術手冊是「測量、監測、報告及查證農業地景土壤有機碳之技術手冊」，其由世界各國學者、國際組織、工作小組及團隊等合作編撰而成。

我們衷心感謝為編撰這一基礎工具(此手冊)而成立的土壤有機碳工作小組。

此外我們要感謝所有審稿人(個人和工作小組)，他們提供了見解、建議和提議，使手冊得以在反覆修正的過程中補強。聯合國糧農組織成員對本文件的編寫和仔細審查所做的貢獻尤其值得肯定。

特別感謝亞伯丁大學 Pete Smith 教授在該手冊準備期的指導，並進行了詳盡的審查。

感謝 UNCCD-SPI、SCT-4/1000 和 CIRCASA 為提高技術手冊品質所進行深入審查。

最後，我們亦感謝政府間土壤技術專門委員會 (ITPS) 和 Pillar 4 Working Group(P4WG)在本技術手冊背後對科學的敦促所做的努力。

縮寫及縮略語

BAU: Business as usual 舊有管理措施 [3]

BD: Bulk Density 總體密度

C: Carbon 碳

CO_2-eq: equivalent carbon dioxide 二氧化碳當量，將溫室氣體排放量乘以它們各別的全球暖化潛勢 (CO_2 = 1；N_2O = 295；CH_4 = 25) 獲得

DM: Dry matter 乾物質

DOC: Dissolved organic carbon 可溶性有機碳

ESM: Equivalent soil mass 等土壤質量

FAO: Food and Agriculture Organization of the United Nations 聯合國糧食及農業組織

GHG： Greenhouse Gases 溫室氣體 (CO_2：二氧化碳； N_2O：氧化亞氮； CH_4：甲烷)

GLOSOLAN: Global Soil Laboratory Network 全球土壤實驗室網絡

GSOCMap: Global Soil Organic Carbon Map 全球土壤有機碳圖

GSOCSeq: Global Soil Organic Carbon Sequestration Map 全球土壤有機碳吸存圖

GSP: Global Soil Partnership 全球土壤夥伴關係

IA: Intervention Area 干預區

IPCC: Intergovernmental Panel on Climate Change 聯合國政府間氣候變化專門委員會

IS: Intervention scenario 干預情境

ITPS: Intergovernmental Technical Panel on Soils 政府間土壤技術專門委員會

MDD: The minimal detectable difference 最小可偵測差異

MRV: Monitoring, Reporting and Verification 監測、報告及查證 [4]

POC: Particulate organic carbon 顆粒有機碳

R: Greenhouse gases removals (in CO_2-eq) 溫室氣體移除 (以二氧化碳當量表示)

RECSOIL: Recarbonization of global soils 全球土壤再碳化計畫

SDG: Sustainable Development Goal 永續發展目標

SIC: Soil inorganic carbon 土壤無機碳

SOC: Soil organic carbon 土壤有機碳

SOC-decreasing: Decreasing soil organic carbon 減少土壤有機碳量

SOC-equilibrium: Soil organic carbon in equilibrium 平衡時土壤有機碳量

SOC-increasing: Increasing soil organic carbon 增加土壤有機碳量

SOCseq: Soil organic carbon sequestration 土壤有機碳吸存

SOM: Soil organic matter 土壤有機質

SON: Soil organic nitrogen 土壤有機氮

[3] 譯註：Business as usual 有時亦被作為基線情境，即組織內標準能運作的正常執行，與專案項目或計畫形成可能的對比。

[4] 譯註：Verification 一般被翻譯為「驗證」，屬於專有名詞；但於環保部(99 年 7 月)溫室氣體專用名詞手冊中譯為「查證」，根據財團法人全國認證基金會(TAF)在《ISO14064-3:2019 確證與查證機構認證規範-溫室氣體-第三部:溫室氣體聲明之查證與確證附指引之規範》中「查證(Verification)」被定義為：對根據歷史數據與資訊作成之聲明，判定此聲明是否屬實正確並符合準則(3.6.10)，進行之評估過程。且與農產品生產及驗證管理法之驗證(Certification)區隔，譯作查證較為恰當。

SSM: Sustainable Soil Management 永續土壤管理

QA/QC: Quality assurance (QA) and quality control (QC) 品質保證和品質管制

Pexels

第 1 章、前言

面對氣候變遷、土地退化、生物多樣性喪失和糧食生產需求增加，土壤已成為世界上最脆弱的資源之一。土壤和土壤有機碳(SOC)在氣候系統下，調適和減緩氣候變遷的作用已被廣泛地認可，並在各式實驗及模式模擬(modelling)的研究中得到驗證。維持和增加土壤有機碳儲量不僅對減少溫室氣體排放和移除大氣中二氧化碳至關重要，亦可透過土壤有機碳(和土壤有機質)的增加，提高土壤保水能力，從而幫助植物吸收水分、增進糧食生產潛力和抗旱能力，為土壤健康和提高肥力帶來益處(FAO, 2017b)。土壤有機碳的損失可能會產生對人類健康的威脅(Wu *et al.*, 2016)，同時也對農村社區及人類在地球上的發展帶來一大挑戰。

在農地採用因地制宜的永續土壤管理(SSM)措施可以在全球尺度下產生大量的碳匯容量，這也是一項重要的溫室氣體(GHG)減排策略(Lal *et al.*, 2018; Smith *et al.*, 2020; Paustian *et al.*, 2019)。據估計，全球陸地碳吸存的潛力介於1.7-4.6 Pg C/year (Lal *et al.*, 2018)，而農地管理所導致土壤對碳的吸存率一般介於0.2-0.8 t C/ha/year (Poepleau and Don, 2015; Kampf *et al.*, 2016; Minasny *et al.*, 2017; Conant *et al.*, 2017; Paustian *et al.*, 2016; Paustian *et al.*, 2019)。不同土地利用和管理措施、土壤特性、植被、地形和氣候，以及其他成土因子和土壤化育過程，會使土壤碳吸存量和速率有很大的差異(Smith *et al.*, 2008; Minasny *et al.*, 2017; Lal *et al.*, 2018; Batjes, 2019)，這也對量化土壤有機碳儲量變化增添了諸多挑戰。

正如 Smith *et al.* (2020)所強調，缺乏土壤有機碳監測、報告及查證的機制，是實施旨在大規模增加土壤有機碳的計畫的主要障礙，阻礙減緩溫室氣體排放的投資。國家層級土壤有機碳和溫室氣體標準量化方案已經開發出來(IPCC, 2006)，但針對較小規模農場層級的平台建立未受到關注。雖然有政府及民間機構依農場規模建立的監測、報告及查證技術手冊和平台(如：澳洲碳農業措施、加拿大艾伯塔省保護耕作技術手冊、美國農業部的COMET-Farm[5]、查證碳標準協定、黃金標準土壤有機碳減量綱要方法等)，但每個平台都聚焦在各種可能影響土壤有機碳的不同生產系統和特定管理措施，且使用不同的方法和模式來量化和監測土壤有機碳的變化和溫室氣體排放，並應用不同方法和時程表來考慮管理措施的影響，和/或僅適用於特定的地理位置。FAO[6]則透過畜牧業環境評估和績效夥伴關係(LEAP)，訂定了在畜牧生產系統中測量和模擬土壤有機碳儲量和儲量變化的指南(FAO, 2019a)。

國家尺度的土壤有機碳監測和報告，在履行全球公約和機制方面變得越來越重要。儘管在溫室氣體排放和土地退化的框架下，測量和評估土壤有機碳儲量和儲量變化的方法已經存在並持續發展，但根據測量結果來報告土壤有機碳的現況及趨勢仍是一項具有挑戰性的任務(FAO, 2017b)。有鑑於此，針對全世界不同農業系統，建立一個標準化、健全、可靠、具經濟效益且實用的土壤有機碳變化及溫室氣體移除之監測、報告及查證技術平台的需求日益增長，故聯合國糧食及農業組織全球土壤夥伴關係(FAO's Global Soil Partnership)的合作夥伴共同舉辦了全球土壤有機碳研討會，會後其重要成果文件—「解鎖土壤有機碳的潛力」中提出很多對未來方向的關鍵建議。其中一項建議是建立工作小組來制定可行的區域性指引，來進行土壤有機碳的測量、製圖、監測和報告，此指引不僅可

[5] 譯註：美國農業部提供的農場和牧場碳和溫室氣體核算系統。

[6] 譯註：Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) 聯合國糧食及農業組織。

因地制宜地監測土壤有機碳儲量及變化，亦協助管理決策。為了滿足這一需求，GSOC-MRV 技術手冊即透過世界各地專家學者和機構積極修訂完成。**本技術手冊對 FAO 成員以及機構沒有強制力，而是一個用來支持監測、報告及查證工作的非約束性指引。**本技術手冊可依實際現地的應用和執行的情況而持續的改進和完備。

第 2 章、目標及範圍

本文件的主要目的是提供一個概念框架和標準方法，針對採用永續土壤管理措施的農場層級專案來監測、報告及查證其土壤有機碳儲量變化及溫室氣體排放/移除。它旨在應用於不同的農業用地，包括一年生、多年生作物(食用、纖維、飼料及能源作物)、水稻及圈養牧場，包括牧場、草原、疏灌叢草原、混牧林地和混農林業區。雖然是以農場規模規劃的專案，但可提供潛在使用者包含投資者、研究機構、政府機構、顧問、農業公司、非政府組織、農民、農會、供應鏈，以及對測量和估算土壤有機碳儲量和變化、溫室氣體排放量對管理措施的影響有興趣的使用者。

第 3 章、監測、報告及查證技術手冊概述

本技術手冊由一系列逐步進行的階段和分冊內容所組成，針對採用永續土壤管理措施之農場，來評估土壤有機碳變化和溫室氣體排放/移除(圖 1)。第一階段(S1：適用性條件)旨在驗證所申請的專案活動是否符合此方法學的必要要求。本手冊第 4 章詳述了規模、合適和限制土地、土地利用和管理措施。第 5 章則說明，專案的空間和時間邊界應在第二階段(S2：專案邊界)明確訂定。在第三階段(S3：基線與干預情境的劃定)，應定義基線和擬議的干預情境和措施，說明欲評估的不同地區的歷史數據和擬議的活動紀錄(例如：地區、作物、產量、耕犁方式、肥料使用、有機改良劑使用及畜禽密度)，所採用基線及干預措施的資訊和方法詳見第 6 章。在第四階段(S4：執行前外加性評估)，應對擬議措施的外加性進行初步評估，即與不進行管理策略及技術改變的土壤相比，要評估受干預土壤之有機碳吸存的增加量及溫室氣體減排量。為了做到這一點，在實施耗時耗資的監測計畫之前，應先進行以過程為導向的土壤有機碳模擬活動和標準化方法，評估關鍵之農業溫室氣體排放。外加性評估的方法如第 7 章說明，模式建立和溫室氣體估算分冊則列於附件中。一旦進行了外加性評估後，便可執行第五階段(S5：監測)，以監測實施措施的情況。監測方法在第 8 章有所說明，土壤採樣分冊則在附件中提供。此外，應使用實際執行干預措施後所獲得的數據，以及在初步評估中使用的相同特定土壤有機碳模式和溫室氣體排放方法來預測土壤有機碳儲量。同時亦應按照第 9 章所述的程序，提供兩年一次的報告(S6：報告及查證)，來說明已實施活動數據、土壤採樣結果和模擬出的預測值。

3.1 職責和組織

監測、報告及查證的每個部分該由誰負責是很重要的，其中負責進行監測和報告的個人及公司，不能同時負責執行查證。那些向RECSOIL提交專案的申請單位不僅需要報告計畫的外加性(即與未提出技術處理之土壤相比預計可增加多少碳吸存)也需定期報告碳儲量變化。為此，監測和報告的執行可以由同一人員或單位進行。該人員或單位擔任陪同農戶提出專案的角色，且必須出具簡歷和專業註冊或國家型認證的認可，才可由他們負責提案、進行採樣工作，以及準備和提交報告。

隨後即為查證階段，同樣地，查證必須由FAO認可的其他人員或單位，以及參與專屬計畫的國家機構，如RECSOIL來執行。這要求確保了申請專案的單位和審核專案委員之間的獨立性，最終才有助於提供經費來資助農民。在其他查、驗證過程中也是如此的情況，例如，《聯合國政府間氣候變化專門委員會指南》(IPCC, 2006)中的品質保證/品質管制過程，雖然它們可以也須由同一個團隊來執行溫室氣體盤查，但不可避免地，仍可由一個外部且獨立的單位監控此過程。

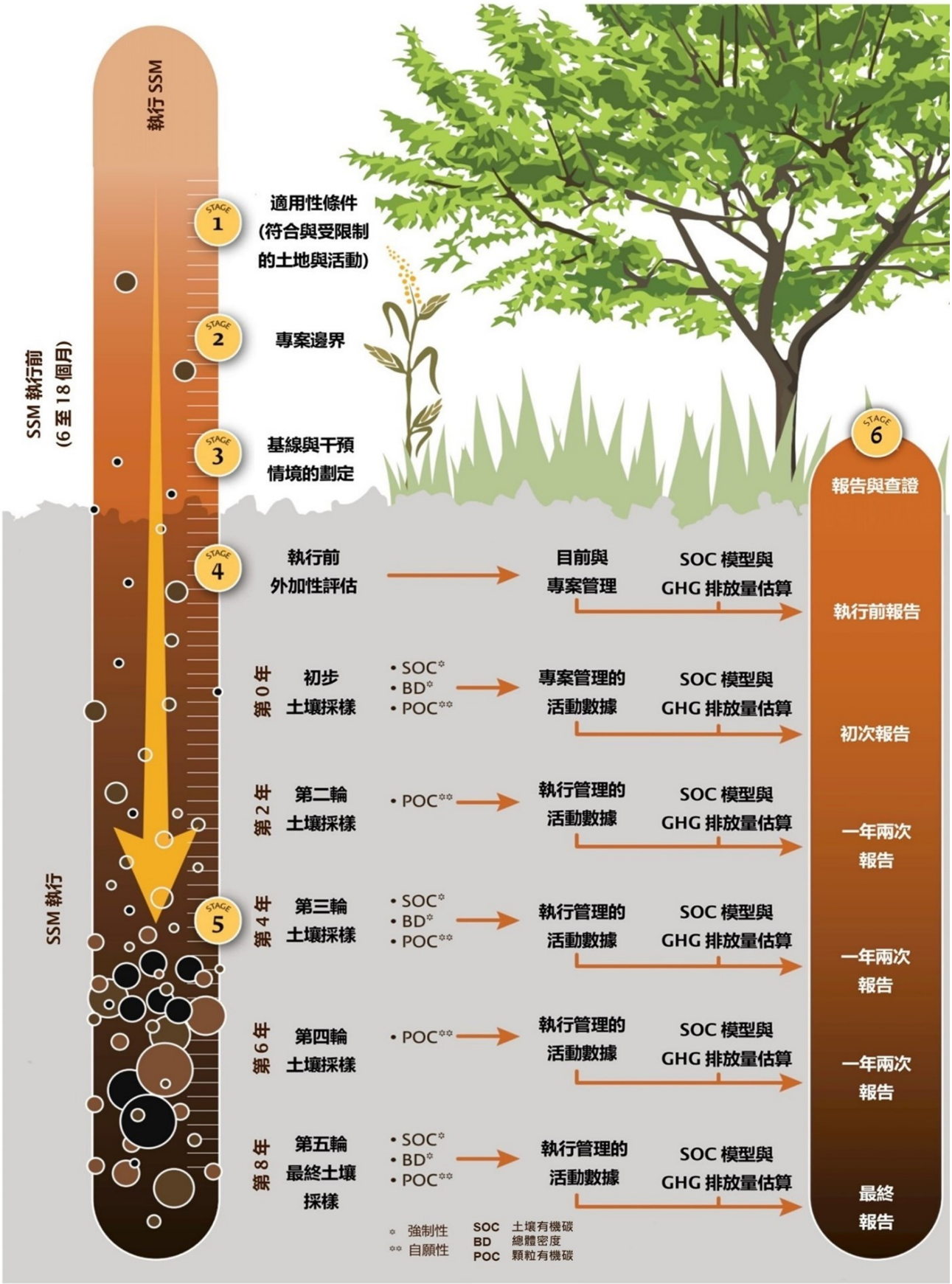


圖 1｜監測、報告及查證技術之階段與過程。

第 4 章、第一階段：本監測、報告及查證技術手冊適用性與條件

本監測、報告及查證技術適用於農場規模的專案，並在特定條件下，於具明確劃定的農地中採用指定的永續土壤管理措施。此階段旨在查證所提出的專案及採用措施是否符合此技術手冊的必要條件。

4.1 規模

本技術手冊應適用於農場規模的特定干預區(IAs)。每一個干預區可能是一個或多個場址、農田或牧場，無論該單獨的農場還是多個農場是否屬於同一個地主或由相同或不同的公司所管理，都可屬於同一個專案的一部分。如果專案的部分區域與其他部分區域存在重大差異，由於相對於均質的干預區而言，會增加測定土壤有機碳含量變異的可能性，因此要清楚地劃定出多個干預區。此外，由於土壤類型、土地利用和土地利用的歷史，以及地貌差異都會影響土壤有機碳儲量，應依這些差異劃分出個別干預區。

4.2 符合與受限制的土地

符合本手冊專案的土地包括耕地或牧場(專案起始時)，透過採用永續土壤管理措施，以其與舊有管理措施相較，具有維持或增加其土壤有機碳儲量的潛力。有四種可能的情況，如圖 2 所示：a)土壤有機碳儲量已達平衡的土地，但可透過永續土壤管理措施提高儲量；b)該土地土壤有機碳儲量逐漸增加，透過永續土壤管理措施可進一步增加土壤有機碳的儲量；c)土壤有機碳儲量逐漸下降的土地，但可透過永續土壤管理措施停止

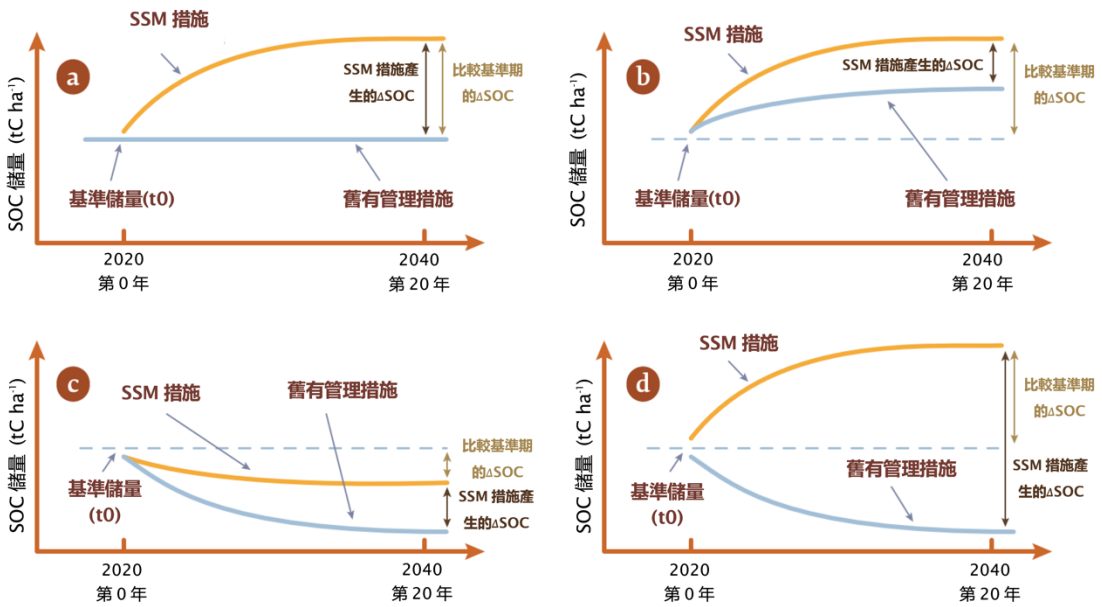


圖 2｜舊有管理措施(BAU)和實施永續土壤管理措施(SSM)的土壤，其土壤有機碳理論演變。a) 土壤有機碳儲量已達平衡的土地，可透過永續土壤管理措施提高儲量；b) 土壤有機碳儲量逐漸增加，且可透過永續土壤管理措施進一步增加儲量的土地；c) 土壤有機碳儲量逐漸下降的土地，但可透過永續土壤管理措施停止或減緩土壤有機碳儲量的降低；d) 土壤有機碳儲量逐漸下降的土地，但可透過永續土壤管理措施將其土壤有機碳儲量不減反增。

或減緩土壤有機碳的損失；d)土壤有機碳儲量逐漸下降的土地，但透過永續土壤管理措施可扭轉土壤有機碳儲量的下降成為增加的趨勢。

為了避免對生物多樣性豐富的土地造成損害，本技術手冊不適用於下列土地：

a) 濕地和泥炭地，或在基準期(過去十年)或其他由國家和國際立法規定須義務遵守的基準期內，該濕地/泥炭地已受排水影響的土地。

b) 富含有機質的土壤、有機質土綱，或具有機物質(histic)或葉狀化育層(folic horizon)的土壤(FAO, 2015)。

c) 原生林地，或在基準期(至少過去十年)或其他由國家和國際立法規定需義務遵守的基準期內，由天然林地轉變為草原或農田的土地。

4.3 符合與受限制的干預措施

干預措施應以《永續土壤管理之自願準則》(VGSSM)為基礎，該準則提供指南給廣泛的利害關係人(FAO, 2017a)。在這些準則中，根據修訂後《世界土壤憲章》之原則 3 的內容，永續土壤管理的定義如下：「如果土壤所提供的支持、供應、調節和文化服務能得到維持或增強，而不會顯著損及土壤提供上述服務的功能或保護生物多樣性的能力，便是永續的土壤管理」。

根據(但也必然限於)VGSSM 和《土壤有機碳管理技術手冊》(FAO-GSP，正在制定)中所描述，旨在提高土壤有機碳儲量的推薦措施，本技術手冊下推薦符合的措施可能包括：

a) 藉由提供植物所需的有效水分管理，包括透過土壤水分保存措施及充足且有效的灌溉管理，來增加其生質量。

b) 按照《國際肥料使用和管理行為守則》(FAO, 2019b)，依適當和審慎的施肥方法、肥料類型、劑量和時間來平衡施肥。

c) 按照《國際肥料使用和管理行為守則》(FAO, 2019b)，有效利用有機改良劑，如：畜禽糞、植物殘體、堆肥、沼渣及生物炭。

d) 根據《國際肥料使用和管理行為守則》(FAO, 2019b)，有效使用無機改良劑(如：石灰或熟石灰改良酸性土壤，以石膏改良鹼土)，及整合土壤肥力管理(混合施用無機和有機營養源/肥料)。

e) 使用生物性肥料(有益微生物)，如菌根真菌、溶磷菌、生物接種劑和生物誘導劑，改善土壤健康。

f) 植物殘體管理：利用有機殘留物、敷蓋物或為土壤提供永久敷蓋。

g) 使用覆蓋作物或綠肥和/或多年生植物進行輪作；以及在農田或休耕裸地建立牧場。

h) 減少耕犁活動和/或採用作物殘體管理技術，最少或不耕犁。

i) 實施旨在防止和/或減輕土壤壓實的措施(例如，控制交通運輸作業；使用軸根植物進行「生物鑽探」；採取審慎的底土作業)。

j) 放牧管理增加土壤植被覆蓋面積(載畜率、放牧時間和強度)；透過播種使牧場地再生。

k) 作物輪作的實施和多樣化；生產系統的整合，例如：作物－畜禽、混牧林業、混農林業；使用改良品種(如深根和軸根作物)。

l) 地景管理改善，例如改善沖蝕控制(如梯田)、地表水管理和排水/防洪控制。

m) 在退化或荒廢的農田上種植適應當地生態條件的原生物種(例如，固氮豆科植物)。

值得強調的是，此監測、報告及查證技術手冊並無規定任何管理措施。

此監測、報告及查證技術手冊不適用於以下做法：

a) 濕地排水。

b) 工業或其他目的而移除表土(例如磚廠)。

c) 不以沖蝕控制為導向的景觀改造(例如，工業化葡萄園的重塑坡度)。

d) 添加具有潛在毒性物質(重金屬、放射性元素和病原體)的產品於土壤和水中。

e) 用一年生植被取代永久性多年生原生植被(例如砍伐森林、改變天然草原、牧場、灌木叢)。

f) 過度放牧和所有導致過度壓實的農業運輸。

g) 使用火作為管理工具。除非是自然發生的火災事件，或是進行土地管理不可或缺的部分(例如在控制下火的使用)，在這種情況下燃燒的時機和強度須限制土壤功能的損失，並儘量減少沖蝕和鼓勵火燃燒後重新種植植被。

4.4 洩漏

洩漏是指間接溫室氣體排放或土壤有機碳損失，這些損失可能發生在專案邊界之外，但仍歸因於此專案的活動。例如，某一專案旨在將農地轉變為永久草原，以增加土壤有機碳吸存，但間接導致森林砍伐或導致邊界區域外草原轉變成農地而造成洩漏(見第 5 章)。本監測、報告及查證技術手冊不適用於土地利用變化而產生洩漏之專案或預期該洩漏來自專案參與者。雖然本手冊的目的不是估算專案邊界以外的溫室氣體排放量(例如與肥料、其他輸入物或產品的海外運輸有關的排放量)，但在此初始階段應概述除土地利用變化以外的潛在洩漏源。

4.5 永久性和逆轉

土壤有機碳是自然界中最穩定的碳型態之一，與土壤構造穩定性、植物的水分和養分有效性有直接的正相關，因此土壤有機碳也與植物生長、土壤健康、微生物生物多樣性和作物產量呈正相關。有機碳在土壤中具物理、生物和化學穩定性，其可存在土壤中從幾十年到幾個世紀。然而土壤有機碳會以不同方式從土壤中損失：a) 以二氧化碳和甲烷型態進入大氣中；b) 在沖蝕過程中損失的土壤有機碳；c) 以可溶性有機碳(DOC)的型態進入深層滲流水中(淋洗損失)。若採用永續土壤管理措施，預期上述這些損失將會以較低的速率發生。然而永續土壤管理措施的設計必須確保在整個專案執行期間都能持續減少碳排，且儲存在土壤中的有機碳，以二氧化碳型態重新排放到大氣中的風險較低。因此，必須考慮可能導致逆轉(二氧化碳再排放)的擾動和活動。在決定本技術手冊適用性的初始階段，專案應確認會造成逆轉的內部、外部和自然風險，並概述專案如何減緩這些風險。此外，所有吸存/移除專案均應扣除 5%的逆轉風險。

i 受限制的土地

本技術手冊不適用於曾經為原始林地，並在任何基線期間轉作草原或農田的土地。
在阿根廷查科省為農業而被開墾的原始林地。

Restricted lands

This protocol does not apply to lands that have been native forest lands and were converted to grasslands or croplands, at any point during a baseline period.
Native forest being cleared for agriculture, Chaco, Argentina

© Guillermo Peralta

ii 符合的措施

藉由管理水分有效性來增加生質量。
在阿根廷巴塔哥尼亞內格羅河谷的灌溉玉米田。

Elegible practices

Increase in biomass production by managing water availability.
Irrigated maize in Valle Medio Rio Negro, Patagonia, Argentina

© Guillermo Peralta


iii 符合的措施
在輪作系統中利用多年生植物。
農作物和牧草輪作。
Elegible practices
Use of perennials in crop rotations.
Crop-pasture rotation
© Guillermo Peralta


iv 符合的措施
藉由管理水分有效性來增加生質量。
Elegible practices
Increase in biomass production by managing water availability
© Guillermo Peralta

v **符合的措施**

在輪作系統中使用覆蓋作物。
用作為覆蓋作物的苕子的根系。

Elegible practices

Use of cover crops in crop rotations.
Roots from hairy vetch used as cover crop

vi **符合的措施**

在輪作系統中使用覆蓋作物。
以苕子作為覆蓋作物，其土壤覆蓋率可達 100%。

Elegible practices

Use of cover crops in crop rotations.
Vetch as cover crop, 100% soil coverage

vii **符合的措施**

在輪作系統中使用覆蓋作物。
用作覆蓋作物的黑麥的根系。

Elegible practices
Use of cover crops in crop rotations.
Roots from rye as cover crop

viii **符合的措施**

在輪作系統中使用覆蓋作物。
在阿根廷科連特斯省以粗燕麥作為覆蓋作物。

Elegible practices
Use of cover crops in crop rotations.
Avena estrigosa as cover crop, Corrientes, Argentina


ix 符合的措施
在輪作系統中使用覆蓋作物。
混種苕子與黑小麥作為覆蓋作物。
Elegible practices
Use of cover crops in crop rotations.
Hairy vetch and triticosecale mixture as cover crop
© Guillermo Peralta


x 符合的措施
在輪作系統中使用覆蓋作物。
以苕子作為覆蓋作物。
Elegible practices
Use of cover crops in crop rotations.
Hairy vetch as cover crop
© Guillermo Peralta

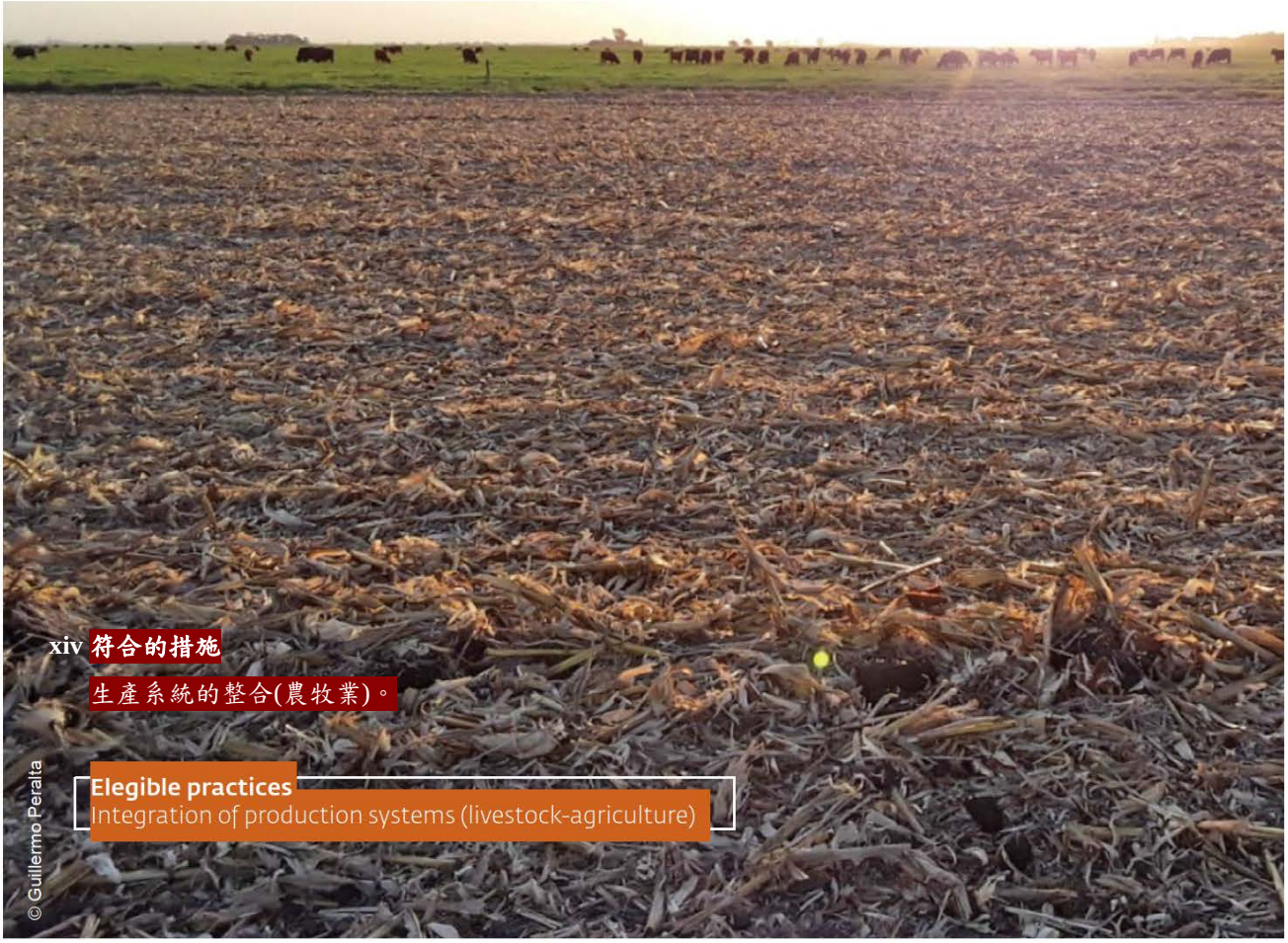

xi 符合的措施
在輪作系統中使用覆蓋作物。
以苕子作為覆蓋作物。
Elegible practices
Use of cover crops in crop rotations.
Hairy vetch as cover crop
© Guillermo Peralta


xii 符合的措施
作物輪作的多樣化。
利用如油菜這樣的主根系物種作為覆蓋作物。
Elegible practices
Diversification of crop rotations.
Use of tap rootind species like rapeseed as cover crops
© Guillermo Peralta

xiii **符合的措施**

作物輪作的多樣化。
種植在玉米殘體間的小麥。

Elegible practices
Diversification of crop rotations.
Wheat growing in maize residues



xiv **符合的措施**

生產系統的整合(農牧業)。

Elegible practices
Integration of production systems (livestock-agriculture)

xv 符合的措施

生產系統的整合(農牧業)，將多年生作物納入輪作系統。
在阿根廷拉斯拉吉塔斯。

Elegible practices
Integration of production systems (livestock-agriculture), inclusion of perennials in crop rotations.
Las Lajitas, Argentina

xvi 符合的措施

將多年生植物納入作物輪作系統。
定植 6 個月後的加頓尾稃草的根系。

Elegible practices
Inclusion of perennials in crop rotations.
Gatton panic roots after 6 months of implanted

xvii **符合的措施**

作物殘體管理：為土壤提供永久敷蓋。
種植在以小麥殘體敷蓋的玉米。

Elegible practices
Crop residue management: providing the soil with permanent cover.
Maize growing over wheat residues

xviii **符合的措施**

作物殘體管理：為土壤提供永久敷蓋。
以玉米殘體敷蓋，施行不耕犁措施。

Elegible practices
Crop residue management: providing the soil with permanent cover.
Maize residue cover, no-till practices

xix **符合的措施**

作物殘體管理：為土壤提供永久敷蓋。
種植在玉米殘體間的大豆。

Elegible practices

Crop residue management: providing the soil with permanent cover.
Soybean growing on maize residues

xx **符合的措施**

作物殘體管理：為土壤提供永久敷蓋的玉米。

Elegible practices

Crop residue management: providing the soil with permanent cover maize

xxi 採用永續土壤管理措施後土壤獲得有機碳和增加孔隙率。

Soils gaining organic carbon and increasing porosity, after the adtoption of SSM practices

© Guillermo Peralta

xxii **符合的措施**

在輪作系統中使用覆蓋作物或綠肥和/或多年生植物；在農田或裸露的休耕地建立牧場。

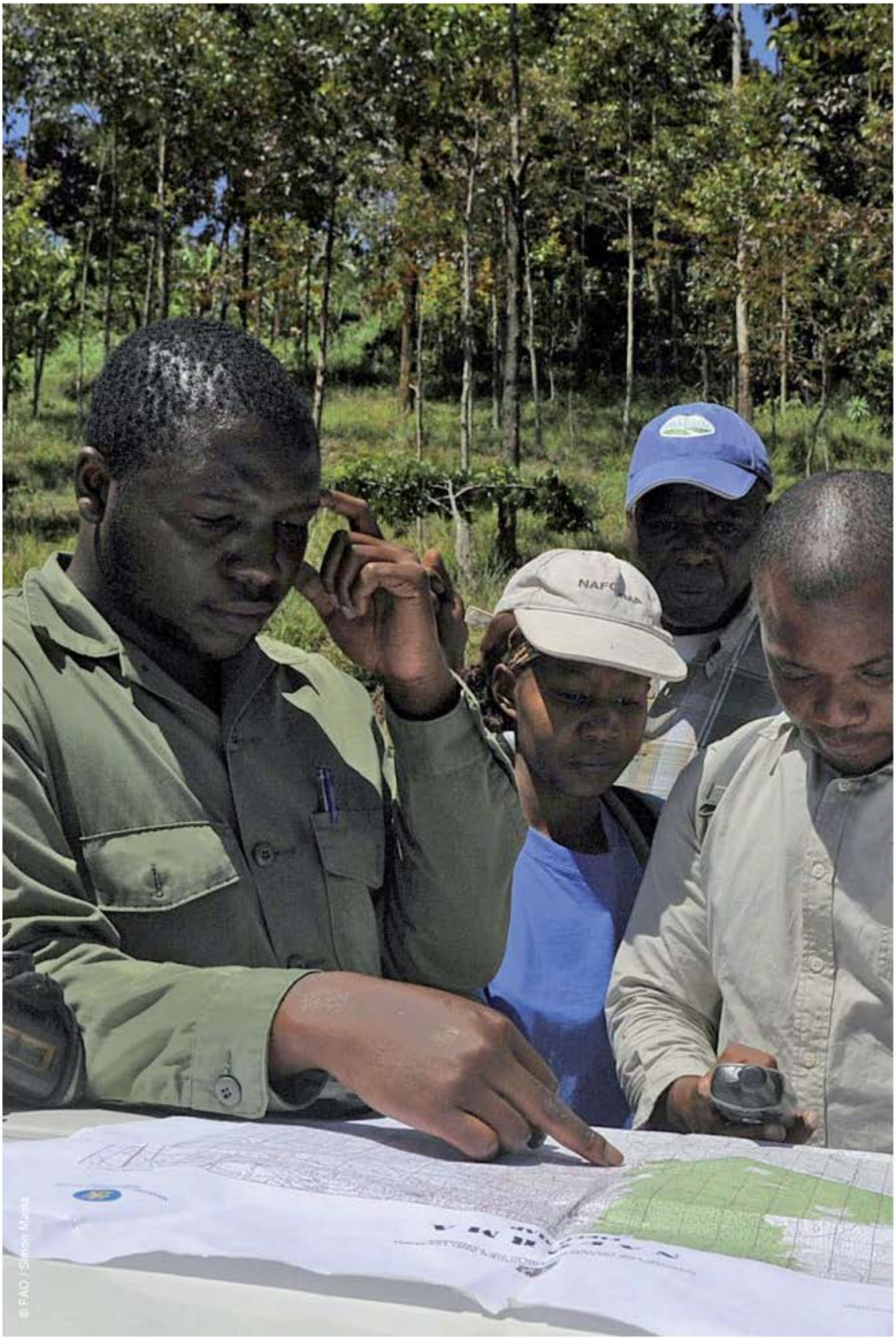
Elegible practices

Use of cover crops or green manure, and/or perennials in crop rotations; establishing a pasture in croplands or bare fallow

© Guillermo Peralta

xxiii 採用永續土壤管理措施後土壤獲得有機碳和增加孔隙率。

Soils gaining organic carbon and increasing porosity, after the adtoption of SSM practices


© FAO / Simon Maina

第 5 章、第二階段：描述邊界

5.1 空間邊界

專案中「空間邊界」為地理上描繪要採用永續土壤管理措施的所有土地，目標干預區(IA/IAs)應予以識別、描繪和製圖，以便：

a) 干預區所包含的所有土地均應符合本手冊所定義適用的土地(請參閱第4.2節)，並須執行或維持至少一項合格的管理措施直至專案期結束。專案中不連續區域將獨立劃分出單獨干預區。

b) 基線(第 0 年)抽樣輪次(見第 7 章)所用的干預區邊界必須與後續每輪抽樣中使用的邊界相同。

c) 提供每個干預區的確切位置和地理空間地圖，包括：

- 干預區界線的邊界或GPS[7]軌跡(多邊形向量類型：KML或.SHP格式)
- Google Earth、Bing Aerial或衛星影像，可指出專案中不同干預區及其大小(以公頃為單位)，標記每個干預區要排除的位置和區域(例如，潮濕窪地、林地、森林、水道、農場建築)
- Google Earth、Bing Aerial或衛星歷史影像作為依據，證明干預區在過去十年不是位於森林或濕地/泥炭地的土地上(參見符合及受限制的土地，第4.2節)。

世界大地測量系統(WGS84)在任何情況下均應作為參考座標系。

5.2 專案位置位於全球土壤有機碳吸存圖區域內

地理空間資訊明確指出專案位置在最新版本的全球土壤有機碳地圖和全球土壤有機碳吸存潛力地圖中，這些地圖應被納入專案中作為參考。此外，也應詳細說明全球土壤有機碳吸存潛力地圖中所指出該專案區域目前 30 公分的土壤有機碳儲量(t C/ha)和預測年吸存速率(t C/ha/yr)。

5.3 時間邊界

專案的「時間邊界」是指整個專案活動的總持續時間。在每個干預區所採用永續土壤管理措施的開始和結束日期需明確的說明。與基線情境和基準期(或第 0 年)相比，至少需要連續八年的時間才能蒐集足夠的數據來證明土壤碳吸存，目的是為了盡可能減少不確定性。

第 6 章、第三階段：描述基線(舊有)和干預情境

為了對土壤有機碳吸存和溫室氣體排放進行初步評估(第 7 章)，必須妥善地訂定專案所規劃的基線情境，應透過該農場的「舊有管理措施」(BAU)來判斷並決定：

a) 該農場在採用擬議干預措施前五年內土地利用與管理措施。

b) 該地區的「舊有管理措施」條件：在擬議干預措施開始前的土地利用和管理措施。該措施能代表較大干預區(例如：具有相似土壤和生產系統的鄰近地區)

[7] GPS 為全球定位系統 (Global Positioning System)

或專案特定干預區內佔大多數的典型土地利用和普遍採行的農業管理。

舊有管理措施情境的認定必須是真實及可信的，且須可查證的資訊來源，例如國家農業統計報告、土地使用者公共管理記錄文件、在該專案區域經由同儕審查所發表的研究、在專案活動開始之前由專案提案者或代表專案提案者進行的調查結果。

在採用永續土壤管理措施之前，合理的基準期時間範圍標準化為五年。其中可用於定義舊有管理措施情境的活動數據對於大多數的專案而言是有效、可信以及更新的。舊有管理措施情境的定義，是基於為評估干預區所提供的五年歷史活動數據，包括：

- 每年的經濟作物和覆蓋作物(大約播種和採收日期)，以及採收產量或生質量(kg DM/ha/yr)；
- 殘體管理、殘體回田和移除估算量(%或kg DM/ha/yr)；
- 牧草類型、估算總生質量(kg DM/ha/yr)；
- 以及預估牧草的消耗/收穫量(%或kg DM/ha/yr)；
- 畜禽種類、密度(年平均畜養率)、類別(平均重量)和一般放牧管理紀錄；
- 耕犁方法(耕犁系統、每年耕犁操作的次數和類型)；
- 每年農場機械化管理(次數)和化石燃料的消耗：耕犁、種植、蟲害控制、肥料/有機和無機改良劑/糞肥施用和分配、採收、割草、乾草打捆、內部運輸及其他機械化操作；
- 肥料和無機改良劑的使用(產品、施用方法、施用時機、每年肥料和養分施用劑量，以 kg/ha 為單位)；
- 有機改良劑施用(種類、施用型態、施用方法、時間及每年施用頻率)；
- 灌溉管理(類型、水源、水質參數，包括電導度和鈉吸附比、灌溉週期、週期/頻率、年灌溉量)；灌溉所需化石燃料年消耗量；
- 混農林業：樹木數量和種類、樹木胸徑的估計或實際直徑；

一旦舊有管理措施情境確定，干預情境(IS)也應根據活動數據進行定義。干預情境應至少符合第 4.3 節所述其中一種措施。如同舊有管理措施情境，干預情境亦應描述過去五年的活動數據，因為這涉及了對擬議的永續土壤管理措施的預測。

第 7 章、第四階段：土壤有機碳和溫室氣體排放的初步評估

在採用永續土壤管理措施和耗資的監測活動之前，與基線情境(舊有管理措施情境)相比，專案必須在不增加總(淨)溫室氣體排放的情況下提高土壤有機碳吸存率。如果新的措施是對特定基線情境的改進，則將其視為外加性做法。

外加性藉由確保僅透過執行擬議措施才會發生的專案才有資格獲得碳信用或碳抵換，從而促進環境完整性。在實施過程中，可透過多種方式評估外加性(Schneider *et al.*, 2017)：

- 投資分析：如果沒有信用(投資比較分析、基準分析及簡單的成本分析)，該活動在經濟上是不可行的。
- 障礙分析：具有經濟吸引力的活動面臨其他種類的限制性障礙。
- 正面清單、否定清單、適用標準和決策樹：哪些類型的活動可能是外加性的(或不是)取決於這些清單。

由於此監測、報告及查證技術係由農藝的角度，專門針對農業措施來評估外加性，因此下列問題將會得到解答(Thamo and Pannel, 2016)：

- 該碳吸存措施是否是外加的？
- 如果是這樣，它將取代哪個「基準」農業措施？
- 新措施所造成的溫室氣體減排成果中有多少是外加的？

7.1 初步評估：土壤有機碳模擬

使用土壤有機碳模擬模型，應針對基線情境及干預情境的 0-30 公分土壤有機碳儲量(t C/ha)進行 20 年預測，並使用第三階段蒐集之歷史及預測活動數據帶入模型。為了對不同的專案和溫室氣體核算方法進行比較和統一，需要至少 20 年的預測時期(IPCC, 2006, 2019)。

在監測、報告及查證技術手冊的所有階段必須使用同一個土壤有機碳模型，並提供證據，如：科學期刊、大學論文、當地研究報告或專案提案者的工作內容，證明所選土壤有機碳模型適用於專案所在的農業生態區。使用多個模型組合策略(如：Riggers *et al*., 2019; Lehtonen *et al*., 2020)，即以多模型來預測各個干預區的土壤有機碳儲量是首選的方法，但土壤有機碳估算仍可以利用單一模型來模擬。本技術手冊中並無指定特定的土壤有機碳模型進行模擬，但提供一種可套用 RothC 模型的通用標準方法(Coleman and Jenkinson, 1996)，因其已被廣泛使用、操作相對簡單，亦與其他模型相較之下所需的數據量較少。又如 FAO-LEAP 指南(FAO, 2019a)所示，也可以採用其他的土壤碳模型，只要根據專案的地理區域和情況進行調整即可。附件 1、模擬技術分冊中敘述了對 RothC 模型的描述，以及 RothC 所需的活動數據、估算方法和普遍模擬 20 年土壤有機碳儲量的模擬過程。

在此階段，可以從全球數據源取得歷史氣候紀錄和土壤數據，但經本地驗證的數據資料為優先選擇(必須註明數據來源)。表 A1(附件 1：模擬技術分冊)說明 RothC 模式進行初步外加性評估所需的數據。

模擬結果用於估算每個干預區的單位面積土壤有機碳吸存(ΔSOCseq)的變化幅度。相對土壤有機碳吸存量是指干預情境和基線情境在經過所訂定的時間後(20 年)，預估土壤有機碳儲量之間的差值：

$$\Delta SOC_{seq}\left(t\ C\ ha^{-1}\right) = SOC_{IS} - SOC_{BAU}$$

(方程式 7.1)

其中 SOC_{IS} 是在實施土地利用/土地覆蓋和管理措施 20 年後，0-30 公分深度的土壤有機碳儲量。SOC_{BAU} 是在同時期採用舊有管理措施後，0-30 公分深度的土壤有機碳儲量。

每個干預區的單位面積土壤有機碳吸存率，應為特定期間的年均吸存率(D，以年為單位，其中 D = 20)：

$$\Delta SOC_{seq\ rate}\left(t\ C\ ha^{-1}yr^{-1}\right) = (SOC_{IS} - SOC_{BAU})\ /\ D$$

(方程式 7.2)

每個干預區的總吸存量(以 t C 為單位)和總年均吸存率(t C/yr)應以其干預區面積乘以該干預區的單位面積土壤有機碳吸存量進行換算。該專案的總吸存量則是將所有干預區的土壤有機碳吸存估算值加總得之。在此階段，可以將實施類似管理措施的干預區進行分組以便進行聯合估算。

ΔSOC 吸存量和吸存率可用每單位面積及每單位時間(R)內的二氧化碳移除當量作為表示，即：

$$R(t\ CO_2eq\ ha^{-1}) = \Delta SOC_{seq} \times \frac{44}{12}$$

(方程式 7.3)

每個干預區的總移除量(t CO_2eq)應以其面積乘以單位面積移除量。專案總移除量應為每個干預區估算值的加總。

7.2 初步評估：估算溫室氣體排放量

農業關鍵溫室氣體年排放量應根據聯合國政府間氣候變化專門委員會指南(2006, 2019)以 20 年為期進行估算。本技術手冊中所包含的主要農業溫室氣體排放源有：

a) 農業土壤的氧化亞氮排放(肥料、廄肥、作物殘體、放牧的直接和間接排放)；

b) 畜禽腸道發酵產生的甲烷排放；

c) 畜牧場糞便管理所產生的甲烷和氧化亞氮排放；

d) 水稻田土壤的甲烷排放；

e) 透過土壤有機碳模式(見第 7.1 節)估算土地利用變化或土地管理所導致之二氧化碳排放量；

f) 化石燃料(農業機械和灌溉系統)的二氧化碳排放量；

g) 來自特定肥料(尿素分解)的二氧化碳直接排放。

附件 2、溫室氣體排放估算工具技術分冊敘述了使用聯合國政府間氣候變化專門委員會方法學，估算 20 年期溫室氣體排放量所需的活動數據、估算方法和操作步驟。所有排放量將以二氧化碳當量(CO_2eq)為單位表示，且應計算基線情境和干預情境的溫室氣體總排放量(t CO_2eq/ha)和排放率(t CO_2eq/ha/yr)。

而基線情境和干預情境的溫室氣體淨排放量(t CO_2eq/ha)和排放率(t CO_2eq/ha/yr)則應按對有機碳吸存所造成排放量和移除量之間的差值而估算得之(7.1，方程式 7.3)：

$$\text{Net}\ GHG_{BAU}(tCO_2eq.ha^{-1}) = GHG_{BAU} - R_{BAU}$$

(方程式 7.4)

$$\text{Net}\ GHG_{IS}(tCO_2eq.ha^{-1}) = GHG_{IS} - R_{IS}$$

(方程式 7.5)

其中 GHG_{BAU} 是採用舊有管理措施 20 年期所估算的排放量；GHG_{IS} 是實施土地利用/覆蓋和管理後的預估排放量；R_{BAU} 是在採用舊有管理措施下，用以表示土壤有機碳的預估二氧化碳移除量(估算如第 7.3 節中所述)；而 R_{IS} 是實施土地利用/覆蓋和管理 20 年後，用以表示土壤有機碳的預估二氧化碳移除量(估算如第 7.3 節所述)。

為了估算外加性，每個干預區的淨溫室氣體排放變化量為在實施干預措施及舊有管理措施下，於訂定期間(20年)後所預估淨排放量之間的差值：

$$\Delta GHG_{Net}(tCO_2eq\ ha^{-1}) = GHG_{IS} - GHG_{BAU}$$

(方程式 7.6)

第 8 章、第五階段：監測

監測階段的目的是為了定期說明相較於基線情境的干預情境下，採用永續土壤管理措施對短期內捕捉大氣中二氧化碳、在中期增加土壤中碳吸存，並減少溫室氣體排放的影響。在專案執行期間的監測階段須進行的三個綜合監測方法：土壤採樣監測、土壤有機碳模型監測、溫室氣體估算監測。

8.1 土壤採樣監測計畫：土壤有機碳儲量和目標顆粒有機碳含量

土壤採樣監測計畫旨在監測從初始基線情境(第 0 年碳儲量)開始的土壤有機碳濃度和儲量變化，藉以說明採用永續土壤管理措施可增加或保持土壤有機碳儲量。為計算土壤有機碳儲量，需要進行土壤總體密度(BD)的測量(詳見附件 5：實驗室方法分冊)。由於許多例子都證實要監測土壤有機碳的變化可能需要五至六年以上時間，但土壤有機質不穩定性成分(labile fractions)通常對管理措施有較高的敏感度，因此本手冊也包含了對土壤中高周轉率之不穩定性成分的週期性監測。

土壤有機碳的穩定化需要一段很長時間，亦需要幾年的時間進行測量，因此在執行監測、報告及查證下，建議應在實施後 4 年和 8 年進行土壤採樣，如此才能夠確實觀察到採用永續土壤管理措施土壤中有機碳可能發生的改變。為了偵測土壤有機碳變化，除了需要經過很多年時間，也要進行適當和充分的採樣策略來檢測細微的土壤有機碳增加量。這通常不會發生在循環時間較短且化學不穩定或易獲得之土壤有機碳部分上，例如常與分解植物殘體相結合的顆粒有機碳(POC)。

顆粒有機碳可定義為與少許發生轉變之作物殘體結合的土壤有機碳含量，其可取自經研磨並以 53-2,000 µm 篩網過篩後留在篩網上的土壤。其包含了部分分解的有機殘體(Haynes, 2005)以及含有新鮮植物殘體和分解的有機物質相結合的微生物生質量(Gregorich *et al*., 1994)，故顆粒有機碳具有生物和化學活性，且是土壤不穩定有機碳庫(易分解)的一部分。和土壤有機碳不同的是，顆粒有機碳通常在含有分解廢棄物的第一層土壤中會發生改變。雖然顆粒有機碳變化並不一定代表土壤有機碳吸存的變化，但顆粒有機碳的變化在本手冊中可被視為土壤有機碳組成中對管理措施較敏感的變化指標。

要在干預區內監測土壤有機碳儲量和顆粒有機碳含量，以及它們在特定時間間隔內的變化，須採取以下步驟(詳見手冊中相對應的部分)：

1) 採樣設計：應依土壤採樣分冊(附件 3)的內容進行分區、規劃採樣位置及採樣量和混合樣品。
2) 田間樣品採集：應根據土壤採樣分冊(附件 3)中所描述的方法設定採樣頻率、採樣深度與土芯(soil core)取得之方法。
3) 根據土壤採樣分冊(附件 3)進行樣品製備。
4) 實驗室測定：遵循本手冊按照全球土壤實驗室網路(GLOSOLAN)程序中土壤有機碳標準作業程序(FAO, 2019c)所制定的實驗室分析分冊中描述的程序和方法(附件 5)，測定土壤有機碳、顆粒有機碳濃度和總體密度。
5) 光譜和遙測方法(非強制性的)：考量到土壤採樣和實驗室測定是耗時且所費不貲的過程，因此當具有足夠技術和校正能力時，可利用光譜和遙測方法評估

土壤有機碳儲量及濃度(詳見附件 6：光譜技術)。由於土壤水分、土壤粗糙度、覆蓋植被和其它因子會影響測定土壤有機碳的光譜反應，因此這些方法需要根據現地情況有所調整(Angelopoulou *et al*., 2019, 2020)，且應提供參考依據(如科學期刊、大學論文、當地研究或專案發起人所執行的工作)，證明這些方法的使用適用於專案所在的農業生態區和土壤條件。

6) 根據手冊土壤有機碳儲量測定和儲量變化(附件 4：土壤有機碳儲量計算分冊)計算土壤有機碳儲量。

7) 根據手冊土壤有機碳儲量測定和儲量變化(附件 4：土壤有機碳儲量計算分冊)計算各干預區內隨時間變化的土壤有機碳。

本監測計畫中的土壤採樣可以總結為：

a) 強制性基線(時間= 0)：完整一輪的土壤採樣，包含土壤有機碳濃度(0-10 公分、10-30 公分深度；亦可適當的區分不同土層，自願性的採樣至 1 公尺土壤深度)；土壤總體密度(與測定土壤有機碳相同土層)以及估算土壤有機碳儲量(0-30 公分或不同深度的土壤有機碳儲量總和)。

b) 可選擇每二年一次測定 0-10 公分顆粒有機碳濃度。

c) 強制性每四年一次：完整一輪的土壤採樣，包含土壤有機碳濃度(0-10 公分、10-30 公分深度；亦可適當的區分不同土層，自願性的採樣至 1 公尺土壤深度)、土壤總體密度(與測定土壤有機碳相同土層)以及估算土壤有機碳儲量(0-30 公分或不同深度的土壤有機碳儲量總和)。

8.2 土壤有機碳模型監測計畫

為期 20 年中，應每二年對專案之基線情境和干預情境進行 0-30 公分深度(或自願性達 1 公尺深度)之土壤有機碳儲量的模式進行模擬，且必須使用與初步外加性評估(第 7.1 節和附件 1)相同的模式和程序；然而在此階段，必須使用自專案實施以來所測量和蒐集的當地數據(例如月溫度/降雨量/蒸發散量、基線/初始測定的土壤有機碳儲量和估算的碳輸入量)進行模擬。

如同第 7.1 節所述，本手冊中沒有規定要使用哪種特定的土壤有機碳模型。步驟導向、多面相區隔的土壤有機碳模型，例如 RothC、Century、DNDC、EPIC 和其他自前述模型所修改的模型(Stockmann *et al*., 2013, FAO, 2019a)皆已經在農業系統中模擬土壤有機碳變化佔有主導地位，但其他對農業生態環境更適當的模型亦可被使用，且應提供參考依據(如科學期刊、大學論文、當地研究或專案發起人所執行的工作)，證明所選擇的模型適用於專案所在的農業生態區。另外，在監測、報告及查證專案中的所有階段必須使用相同的土壤有機碳模型。

附件 1 模擬分冊之說明以 RothC 模型為例，進行 20 年間土壤有機碳儲量模擬所需的活動數據、估算方法和一般模型建立的程序。如同第 7.1 節所述，模擬結果可利用方程式 7.1、方程式 7.2 和二氧化碳移除量(方程式 7.3)來估算每個干預區單位面積的相對土壤有機碳吸存量。

模型監測計畫可總結如下：

a) 時間=0：模擬專案(20年)之干預情境中，各干預區的總土壤有機碳吸存量和二氧化碳移除量，以及每年土壤有機碳吸存量和二氧化碳移除量。

b) 每二年：利用所蒐集的活動數據，模擬目前(過去監測期)與專案(20年)之干預情境中，各干預區的總土壤有機碳吸存量和二氧化碳移除量，以及每年土壤有機碳吸存量和二氧化碳移除量。

8.3 溫室氣體排放監測計畫

根據聯合國政府間氣候變化專門委員會(2006, 2019)，應估算為期 20 年的年度農業關鍵溫室氣體排放量。

各干預區的年度溫室氣體絕對排放量和淨排放量的估算應使用初步外加性評估(第 7.2 節)中所考慮的同一來源，以及對應的分冊(附件 2、溫室氣體排放估算工具分冊)中敘述的方法；然而在此監測階段，自專案執行以來所測量和蒐集的當地數據(例如合成肥料的施用劑量、消耗的燃料、作物殘體和畜產放牧率)應被用來進行估算。

本監測計畫可總結如下：

a) 時間=0：模擬專案(20年)中基線情境和干預情境之各干預區的總溫室氣體排放量和每年溫室氣體排放量(根據初步外加性評估，第7.2節)。

b) 每二年(選擇性)：利用所蒐集的活動數據，模擬目前(過去監測期)和專案(20年)中基線情境和干預情境之各干預區的總溫室氣體排放量和每年溫室氣體排放量。

c) 每四年：模擬目前(過去監測期)和專案中基線情境和干預情境之各干預區的總溫室氣體排放量和每年溫室氣體排放量；加上根據測量(第 8.1 節)和模擬的土壤有機碳儲量變化(第 8.2 節)估計二氧化碳排放當量(CO_2eq)/移除當量收支(淨排放量)，以及估計農業溫室氣體排放之二氧化碳當量(本章節)。

附件2、溫室氣體排放估算工具分冊描述了聯合國政府間氣候變化專門委員會指南中所估計20年期間溫室氣體排放量所需的活動數據、方法和普遍程序。如第7章節所述，所有排放量單位將以二氧化碳當量(CO_2eq)表示。

三種監測計畫(第 8.1 至 8.3 節)之活動、測量和估計彙整於表 1 中。

表 1｜土壤採樣、模型建立與溫室氣體監測計畫的活動、測量與估計。

時間	活動	測量與估計
時間＝0	計劃的土壤管理 (活動數據)	耕犁、作物種類和輪作、施肥計畫、廄肥等。
	完整基線採樣	顆粒有機碳濃度(0-10公分深度) (非強制性)
		土壤有機碳濃度(0-10公分與10-30公分深度；亦可自願採樣至1公尺深度)
		土壤總體密度(採樣土層需與土壤有機碳採樣土層相同)
		土壤有機碳儲量(0-30公分深度；亦可自願採樣至1公尺深度)
	土壤有機碳模擬(20年)	專案期間土壤有機碳儲量(干預情境與基線情境)(與基線土壤有機碳比較)
		專案期間總(20年)土壤有機碳吸存量和年土壤有機碳吸存量(干預情境)
		專案期間總(20年)二氧化碳移除量和年二氧化碳移除量(干預情境)
	估計溫室氣體排放量(20年)	目前與專案期間自關鍵農業排放源所排放的總(20年)溫室氣體排放量和年溫室氣體排放量(CO_2eq)
每2年	執行與計劃土壤管理(活動數據)	耕犁、作物種類和輪作、施肥計畫、廄肥等。
	週期性土壤採樣	顆粒有機碳濃度(0-10公分深度) (非強制性)
	土壤有機碳模擬(20年)	目前與專案期間土壤有機碳儲量(干預情境與基線情境) (與基線土壤有機碳比較)
		目前與專案期間總(20年)土壤有機碳吸存量和年土壤有機碳吸存量(干預情境)
		目前與專案期間總(20年)二氧化碳移除量和年二氧化碳移除量(干預情境)
	估計溫室氣體排放量(20年)	目前與專案期間自關鍵農業排放源所排放的總(20年)溫室氣體排放量和年溫室氣體排放量(CO_2eq)
每4年	執行與計劃土壤管理(活動數據)	耕犁、作物種類和輪作、施肥計畫、廄肥等。
	完整週期採樣	顆粒有機碳濃度(0-10公分深度)(非強制性)
		土壤有機碳濃度(0-10公分與10-30公分深度；亦可自願採樣至1公尺深度)
		土壤總體密度(採樣土層需與土壤有機碳採樣土層相同)
		土壤有機碳儲量(0-30公分深度；亦可自願採樣至1公尺深度)
	土壤有機碳模擬(20年)	目前與專案期間土壤有機碳儲量(干預情境與基線情境) (與基線土壤有機碳比較)
		目前與專案期間總(20年)土壤有機碳吸存量和年土壤有機碳吸存量(干預情境)
		目前與專案期間總(20年)二氧化碳移除量和年二氧化碳移除量(干預情境)
	估計溫室氣體排放量(20年)	目前與專案期間自關鍵農業排放源所排放的總(20年)溫室氣體排放量和年溫室氣體排放量(CO_2eq)
	二氧化碳當量吸收/排放收支	目前與專案期間二氧化碳當量收支(排放量-移除量)


©FAO / Matteo Sala

xxiv 監測土壤有機碳儲量

在不耕犁田區，土壤採樣 0-30 公分深度，以測定土壤有機碳濃度。

Monitoring SOC stocks.
Soil sampling up to 0-30 cm depth to determine SOC concentration, in a no-till field

xxv 監測土壤有機碳儲量

在不耕犁田區，土壤採樣至 1 公尺深度，以測定土壤有機碳濃度。

Monitoring SOC stocks.
Soil sampling up to 1 m depth to determine SOC concentrations in a no-till field

xxvi 監測土壤有機碳儲量

在不耕犁的小麥-大豆-玉米輪作系統中，使用土鑽進行土壤採樣，以確定 0-10 和 10-30 公分深度的土壤有機碳濃度。

Monitoring SOC stocks.
Soil sampling to determine SOC concentration at 0-10 and 10-30 cm depths, with an auger, in a no-till wheat-soybean-maize rotation

xxvii 在大豆田區採用永續土壤管理措施後，檢查根系是否健康。

Inspecting for healthy roots after the adoption of SSM practices in a soybean field

xxviii 監測土壤有機碳儲量

土壤採樣以測定土壤有機碳濃度：使用土鑽採集 0-30 公分深度。

Monitoring SOC stocks.
Soil sampling to determine SOC concentration: 0-30 cm depth with an auger

xxix 監測土壤有機碳儲量

土壤採樣：在不耕犁的油菜-大豆-玉米輪作系統中，使用土鑽採樣至 1 公尺深度。

Monitoring SOC stocks.
Soil sampling:up to 1 m depth with an auger, in a no-till rapeseed-soybean-maize rotation

xxx 監測土壤有機碳儲量與土壤總體密度測量

未擾動(完整的)土環法之土壤總體密度採樣。

Monitoring SOC stocks. Soil bulk density measurements.
Soil bulk density sampling, undisturbed (intact) core method

Monitoring SOC stocks.
Soil bulk density measurements.
Soil bulk density sampling, core method, using a rubber mallet

xxxi 監測土壤有機碳儲量與土壤總體密度測量

使用橡膠槌與土環法進行土壤總體密度採樣。

xxxii **監測永續土壤管理措施**

將土壤有機碳測量與其他土壤指標(如水入滲)相結合。

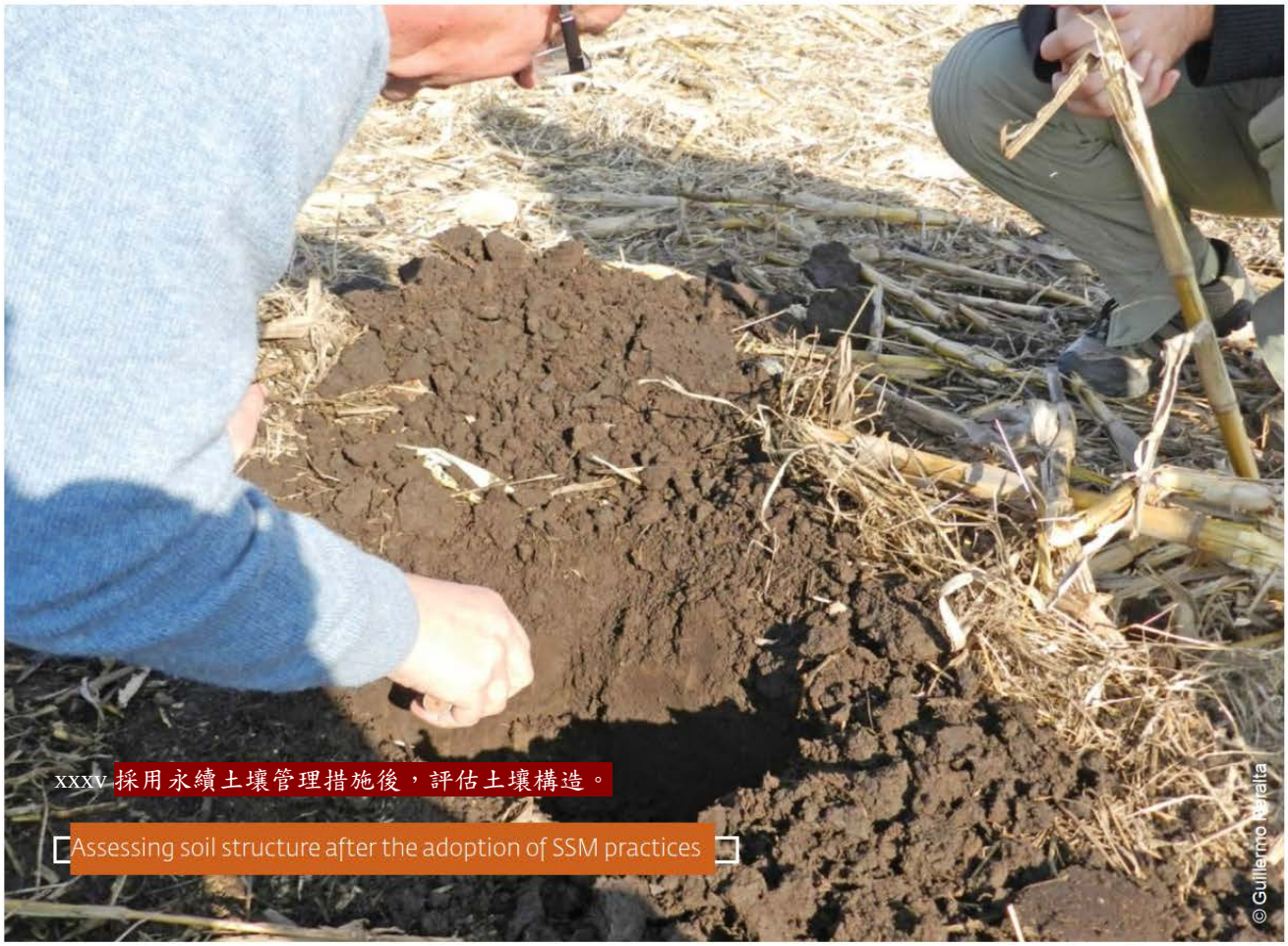
Monitoring of SSM practices. Combining SOC measurements with other soil indicators, as water infiltration

xxxiii 採用永續土壤管理措施後，土壤獲得有機碳。

Soils gaining organic carbon after the adtoption of SSM practices

xxxiv 採用永續土壤管理措施後，土壤中健康的大豆根系獲得有機碳。

Healthy soybean roots in soils gaining organic carbon after the adtoption of SSM practices



xxxv 採用永續土壤管理措施後，評估土壤構造。

Assessing soil structure after the adoption of SSM practices


©FAO / Matteo Sala

第 9 章、第六階段：報告及查證

報告階段的目的在於提供不同的使用者查閱資料，並有利於公開揭露和定期查證所提供的資料。專案權益相關者應藉由匯集清冊和標準化格式，報告他們所能達成的減排程度，並由獨立的第三方審查單位進行查證。

監測、報告及查證的所有階段皆需以特定格式呈現報告。現今已有許多的格式或模板，且其均可於網路上獲得，例如 VCS 計畫 (https://verra.org/project/vcs-program/) 中由認證碳標準(VCS-VERRA, 2019)所提供的格式。

為遵守監測、報告及查證流程，需有以下四種報告(圖 1)：

a) 執行前報告

b) 初次報告

c) 一年兩次的報告

d) 最終報告

9.1 執行前期報告(專案說明)

此報告必須包含專案說明：

- 空間邊界：如第 5.1 節所述的確切位置和地理空間圖；位於 FAO-GSOC 和 FAO-GSOCseq maps (詳見第 5.2 節)地圖中的位置；提供歷史衛星影像證明干預區在過去十年內並不是位於森林或溼地/泥炭地(詳見第 4.2 節符合及受限制的土地)。
- 時間邊界：專案持續期間。
- 管理劃分區內基線情境的紀錄與結果：需評估不同田區歷史活動資料的概要(例如面積、作物、產量、耕犁方式、肥料施用、有機改良劑使用、畜禽密度；詳見第 6 章)。
- 干預情境劃分區的紀錄和結果：包括干預區的空間邊界、提出的永續土壤管理措施的證明和描述，以及採用永續土壤管理措施的專案活動數據的概要(詳見第 6 章)。
- 逆轉和洩漏的預期風險，以及為降低風險所提出的活動。
- 初步外加性評估的結果：
  - 針對整個專案和每一個干預區，模擬其基線情境與干預情境的單位面積(ha)土壤有機碳儲量、土壤有機碳吸存(干預情境-基線情境)、土壤有機碳吸存率，以及預計的二氧化碳移除量。
  - 針對整個專案和每一個干預區，估算其基線情境和干預情境的單位面積(ha)溫室氣體排放總量和淨排放量，以及相對溫室氣體排放量(干預情境-基線情境)。
- 土壤採樣計畫(附件 3)。

9.2 監測報告

9.2.1 初次報告

此報告必須包括以下內容：

- 專案執行時預計的活動和產生的偏差；
- 土壤有機碳儲量的基線：初始採樣的結果(土壤有機碳、顆粒有機碳濃度及總體密度)、實驗室報告、測量深度、採樣位置(經緯度)、土壤有機碳儲量估算(整個專案中各干預區單位面積(ha)含量)；
- 模擬及利用測量與蒐集的活動數據進行溫室氣體排放監測計畫的結果：
  - 針對整個專案和每一個干預區，模

擬其基線情境和干預情境的單位面積(ha)土壤有機碳儲量、土壤有機碳吸存(干預情境-基線情境)、土壤有機碳吸存率，以及預計的二氧化碳移除量。

- 針對整個專案和每一個干預區，估算其基線情境和干預情境的單位面積(ha)溫室氣體排放總量和淨排放量估算，以及相對溫室氣體排放量(干預情境-基線情境)。

9.2.2 一年兩次的報告和最終報告

這些報告必須包括以下內容：

- 自專案開始，專案活動的實施情形和產生的偏差；
- 應在附件中提出永續土壤管理措施正在執行的證明：
  - 數位影像和/或遙測指標(例如常態化差異植生指標—NDVI)，可作為每月和每年各干預區植被覆蓋演變的證明，且需包含日期和衛星影像的來源；
  - 相關費用清單、收據、合約協議和/或銷售紀錄；
- 逆轉超過 10%的區域；
- 土壤監測計畫中土壤有機碳儲量變化：每一輪採樣結果(土壤有機碳、顆粒有機碳濃度和總體密度)、實驗室報告、測量深度、樣品位置(緯經度)、每單位面積(ha)土壤有機碳儲量的估算(含整個專案及各干預區)；自專案開始以來，每四年土壤有機碳儲量變化，及每兩年顆粒有機碳濃度變化；
- 使用當地活動數據的模擬和溫室氣體監測計畫的結果：
  - 自專案開始後，目前與專案期間各干預區和整個專案基線情境與干預情境的每單位面積(ha)土壤有機碳儲量、土壤有機碳吸存(干預情境-基線情境)、土壤有機碳吸存率，以及預期的二氧化碳移除量。
  - 自專案開始後，目前與專案期間各干預區與整個專案基線情境和干預情境的每單位面積(ha)溫室氣體排放總量與淨排放量估算；相對溫室氣體排放量(干預情境-基線情境)。

9.3 認證專業責任

所有報告(初步報告和監測報告)在提交時，應具農業土壤永續管理專業或受 FAO 成員國機構認證的相關領域專業人員簽名，以確認所提供的資料之正確性，且該簽名人員亦需檢附簡要的履歷以證明在專業領域的學術或職涯經驗。

9.4 查證

查證是指獨立確認報告中資料或產出該資料程序的準確性和可靠性的過程。透過查證可以獲得測量/監控方法和程序的意見回饋並改善報告，且查證還提供了品質保證和品質管制可有助於改善該監測、報告及查證(詳見 RECSOIL Market Place Chapter, C *div* Section)。

如前所述，查證是一個必須獨立監測和報告的過程，如同聯合國政府間氣候變化專門委員會指南(IPCC, 2006a)中所說明之 QA/QC 過程，應由專案外其他人員或公司負責查證之工作。透過定期將報告繳交給 FAO 認可的外部審查者進行查證，以確定報告的完整性與可靠性，查證有助於確保任何已建立之程序的準確性與一致性，並可提供有意義的意見回饋做為未來改善依據。


©FAO / Matteo Sala

第 10 章、參考文獻(含附件)

Alberta Government. 2012. Quantification protocol for conservation cropping (version 1.0). Available at: https://open.alberta.ca/publications/9780778596288.

Amanullah. 2014. Wheat and rye differ in dry matter partitioning, shoot-root ratio and water use efficiency under organic and inorganic soils. *Journal of Plant Nutrition*, 37:1885-1897.

Amanullah, Stewart, B.A. & Hidayatullah. 2015. Cool season C3-grasses (Wheat, Rye, Barley, and Oats) differ in shoot: root ratio when applied with different NPK sources. *Journal of Plant Nutrition*, 38: 189–201.

Amanullah & Stewart, B.A. 2013. Shoot: root differs in warm season C4-cereals when grown alone in pure and mixed stands under low and high water levels. *Pak. J. of Botany*, 45(Special Issue): 83-90.

Amanullah, Stewart, B.A. & Lal, K. 2016. Root: shoot ratio and water use efficiency differ in cool season cereals grown in pure and mixed stands under low and high water levels. *The Texas Journal of Agriculture and Natural Resources* 29: 52-65.

Anderson, D.W., Saggar, S., Bettany, J.R. & Stewart, J.W.B., 1981. Particle-size fractions and their use in studies of soil organic matter. I. The nature and distribution of forms of carbon, nitrogen, and sulfur. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 45: 767-772.

Angelopoulou, T., Tziolas, N., Balafoutis, S.A., Zalidis, G., & Bochtis, D. 2019. Remote Sensing Techniques for Soil Organic Carbon Estimation: A Review. *Remote Sensing*, 11(6): 676. https://doi.org/10.3390/rs11060676

Angelopoulou, T., Balafoutis, S.A., Zalidis, G. & Bochtis, D. 2020. From Laboratory to Proximal Sensing Spectroscopy for Soil Organic Carbon Estimation — A Review. *Sustainability*, 12: 443. https://doi. org/10.3390/su12020443

Australian Government. 2018. The Supplement to the Carbon Credits (Carbon Farming Initiative—Measurement of Soil Carbon Sequestration in Agricultural Systems) Methodology Determination 2018. p. 48. Version 1.0. (also available at *http://www.environment.gov.au/system/files/consultations/072b4825-ec0f-49d9-991e-42dfa1fbeae3/ files/supplement-soil-carbon-agricultural-systems. pdf*).

Aynekulu, E., Vågen, T.-G., Shephard, K. & Winowiecki, L. 2011. *A protocol for modeling, measurement and monitoring soil carbon stocks in agricultural landscapes*. Version 1.1. World Agroforestry Centre, Nairobi. 19 pp.

Balesdent, J., Wagner, G.H. & Mariotti, A. 1988. Soil organic matter turnover in long-term field experiments as revealed by carbon-13 natural abundance. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 52: 118-124.

Batjes, N. H. 2019. Technologically achievable soil organic carbon sequestration in world croplands and grasslands. *Land degradation & development*, 30(1): 25-32.

Belkov, M.V., Burakov, V.S., De Giacomo, A., Kiris, V.V., Raikov, S.N. & Tarasenko N.V. 2009. Comparison of two laser-induced breakdown spectroscopy techniques for total carbon measurement in soils. *Spectrochimica Acta Part B: Atomic Spectroscopy*, 64: 899-904.

Bellon-Maurel, V. & McBratney, A. 2011. Near-infrared (NIR) and mid- infrared (MIR) spectroscopic techniques for assessing the amount of carbon stock in soils - Critical review and research perspectives. *Soil Biology and Biochemistry*, 43: 1398-1410.

Blanco-Canqui, H. & Lal, R. 2008. No-Tillage and soil-profile carbon sequestration: An on-farm assessment. *Soil Science Society of America Journal*, 72 (3): 693-701. https://doi.org/10.2136/ sssaj2007.0233

Blake, G.R. & Hartge, K.H. 1986. Bulk density. *In* A. Klute, S. Gaylon, R. D. Campbell, & R.D. Jackson, eds. *Methods of Soil Analysis, Part 1, Physical and mineralogical methods.* Second edition. pp. 363-382. SSSA/ASA Madison, Wisconsin, USA.

Bolinder, M. A., Janzen, H. H., Gregorich, E. G., Angers, D. A. & VandenBygaart, A. J. 2007. An approach for estimating net primary productivity and annual carbon inputs to soil for common agricultural crops in Canada. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 118(1-4): 29-42.

Bongiorno, G., Bünemann, E.K., Oguejiofor, C.U., Meier, J., Gort, G., Comans, R., Mäder, P., Brussaard, L. & de Goede, R. 2019. Sensitivity of labile carbon fractions to tillage and organic matter management and their potential as comprehensive soil quality indicators across pedoclimatic conditions in Europe. *Ecological Indicators*, 99: 38–50. https://doi. org/10.1016/j.ecolind.2018.12.008

Bouyoucos, G.J. 1962. Hydrometer method improved for making particle size analysis of soils. *Agronomy Journal*, 54:464-465.

Cambardella, C.A. & Elliott, E.T. 1993. Methods for physical separation and characterization of soil organic matter fractions. *In* L. Brussaard and M.J. Kooistra, eds. *Int. Workshop on Methods of Research on Soil Structure/Soil Biota Interrelationships*. *Geoderma*, 56: 449-457

Chan, K. Y. 2006. Soil particulate organic carbon under different land use and management. *Soil Use and Management*, 17(4): 217–221. https://doi. org/10.1111/j.1475-2743.2001. tb00030.x

Christensen, B.T. 1985. Carbon and nitrogen in particle size fractions isolated from Danish arable soils by ultrasonic dispersion and gravity sedimentation. *Acta Agric. Scand*., 35: 175-187.

Christensen, B.T. 1987. Decomposability of organic matter in particle size fractions from field soils with straw incorporation. *Soil Biol. Biochem*., 19(4): 429-435.

Clairotte, M., Grinand, C., Kouakoua, E., Thébault, A., Saby, N.P.A., Bernoux, M. & Barthès, B.G. 2016. National calibration of soil organic carbon concentration using diffuse infrared reflectance spectroscopy. *Geoderma*, 276: 41-52.

Coleman, K. & Jenkinson, D. S. 1996. RothC-26.3-A Model for the turnover of carbon in soil. *In* D.S. Powlson, J. U. Smith, & P. Smith, eds. *Evaluation of soil organic matter models using existing long-term datasets.* pp. 237-246. Springer, Berlin.

Conant, R. T., Cerri, C. E., Osborne, B. B. & Paustian, K. 2017. Grassland management impacts on soil carbon stocks: a new synthesis. *Ecological Applications*, 27(2): 662-668.

da Silva, R.M., Milori, D.M.B.P., Ferreira, E.C., Ferreira, E.J., Krug, F.J. & Martin-Neto L. 2008. Total carbon measurement in whole tropical soil sample, *Spectrochimica Acta Part B: Atomic Spectroscopy*, 63: 1221-1224.

Day, R.P. 1965. Pipette method of particle size analysis. *In* A. Klute, S. Gaylon, R. D. Campbell, & R.D. Jackson, eds. *Methods of Soil Analysis, Part 1, Physical and mineralogical methods.* Second edition. p. 553-562.SSSA/ASA Madison, Wisconsin, USA.

Droogers, P. & Allen, R. G. 2002. Estimating reference evapotranspiration under inaccurate data conditions. *Irrigation and drainage systems*, 16(1): 33-45.

Edwards, A.P. & Bremner, J.M. 1967. Microaggregates in soil. *J. Soil Sci*., 18: 64-73.

Falloon, P., Smith, P., Coleman, K. & Marshall, S. 1998. Estimating the size of the inert organic matter pool for use in the Rothamsted carbon model. *Soil Biology and Biochemistry*, 30: 1207-1211

Falloon, P. & Smith, P. 2000. Modelling refractory soil organic matter. *Biology and fertility of soils*, 30(5-6): 388-398.

Falloon, P. & Smith, P. 2009. Modelling Soil Carbon Dynamics. In: Kutsch, W. L., Bahn, M. & Heinemeyer, A. (eds.). *Soil carbon dynamics: an integrated methodology*. Cambridge University Press.

FAO. 2015. *FAO-IUSS Working Group WRB. World Reference Base for Soil Resources 2014, update 2015 International soil classification system for naming soils and creating legends for*

soil maps. World Soil Resources Reports No. 106. Rome, Italy.

FAO. 2017a. *Voluntary Guidelines on Sustainable Soil Management (VGSSM)*. FAO. Rome, Italy. 15 pp. Available at: http://www.fao.org/ documents/card/en/c/0549ec19-2d49-4cfb- 9b96-bfbbc7cc40bc/

FAO.2017b. *Unlocking the potential of soil organic carbon: outcome document of the Global Symposium on Soil Organic Carbon*. FAO headquarters, Rome, Italy. 22 pp.

FAO. 2019a. *Measuring and modelling soil carbon stocks and stock changes in livestock production systems: Guidelines for assessment* (Version 1). Livestock Environmental Assessment and Performance (LEAP) Partnership. Rome, FAO. 170 pp.

FAO. 2019b. *The International Code of Conduct for the Sustainable Use and Management of Fertilizers*. Rome, Italy. 43 pp.

FAO. 2019c. *Standard operating procedure for soil organic carbon.* Walkley-Black method Titration and colorimetric method [online]. [Cited 7 September 2020]. *http://www.fao.org/3/ca7471en/ ca7471en.pdf* Dumas dry combustion method [online]. [Cited 7 September 2020]. http:// www.fao.org/3/ca7781en/ca7781en.pdf

FAO & ITPS. 2019. *Global Soil Organic Carbon map – GSOCmap*. Online: http://www.fao. org/global-soil-partnership/pillars-action/4-information-and-data-new/global-soil-organic-carbon-gsoc-map.

Gobrecht, A., Roger, J.-M. & Bellon-Maurel, V. 2014. Major issues of diffuse reflectance NIR spectroscopy in the specific context of soil carbon content estimation: A review. *Advances in Agronomy*, 123: 145-175.

Gold Standard.2019. *Agriculture: Gold Standard Tillage Methodology Approved* [online]. [Cited 7 September 2020]. https://www.goldstandard. org/blog-item/agriculture-gold-standard- tillage-methodology-approved

Gregorich, E.G., Monreal, C.M., Carter, M.R., Angers, D.A. & Ellert, B.H. 1994. Towards a minimum data set to assess soil organic matter quality in agricultural soils. *Can. J. Soil Sci*., 74: 367-385.

Grossman, R. B. & Reinsch, T. G. 2002. The solid phase. 2.1. Bulk density and linear extensibility. *In* J. H. Dane & G. Clarke Topp eds. *Methods of Soil Analysis. Part 4. Physical Methods.* pp. 221-228. Soil Science Society of America, Inc. Madison, Wisconsin, USA.

Guo, L., Zhao, C., Zhang, H., Chen, Y., Linderman M., Zhang, Q. & Liu Y., 2017. Comparisons of spatial and non-spatial models for predicting soil carbon content based on visible and near infrared spectral technology. *Geoderma*, 285: 280-292.

Hargreaves, G. H. & Samani, Z. A. 1985. Reference crop evapotranspiration from temperature. *Applied engineering in agriculture*, 1(2): 96-99.

Haynes, R. J. 2005. Labile organic matter fractions as central components of the quality of agricultural soils: An overview. In: Sparks, D.L. (ed.). *Adv. Agron*., 85, pp. 221-268

IPCC. 2003. *Good practice guidance for land use, land-use change and forestry*. Penman, J., Gytarsky, M., Hiraishi, T., Krug, T., Kruger, D., Pipatti, R., Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T., Tanabe, K. & Wagner, F. (eds.) Intergovernmental Panel on Climate Change. IGES, Hayama, Japan. 593 pp.

IPCC. 2006. *IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*. Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T. and Tanabe K. (eds). IGES, Japan [online]. [Cited 7 September 2020]. https://www. researchgate.net/publication/259575269_ IPCC_2006_Guidelines_for_National_ Greenhouse_Gas_Inventories

IPCC. 2019. *Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Agriculture, Forestry and Other Land Use.* IPCC (advance version) [online]. [Cited 7 September 2020].

https://www.ipcc.ch/report/2019- refinement-to-the-2006-ipcc-guidelines-for- national-greenhouse-gas-inventories/

Jiang, Q., Li, Q., Wang, X., Wu, Y., Yang, X. & Liu F. 2017. Estimation of soil organic carbon and total nitrogen in different soil layers using VNIR spectroscopy: Effects of spiking on model applicability. *Geoderma*, 293: 54-63

Jocteur Monrozier, L., Ladd, J.N., Fitzpatrick, R.W., Foster, R.C. & Raupach, M. 1991. Components and microbial biomass content of size fractions in soils of contrasting aggregation. *Geoderma*, 50: 37—62.

Khalil, M.I., Islam, S.F., O'Neil, M. & Osborne, B. 2020 (In press). Measuring and quantifying greenhouse gas emissions from agricultural activities. *In* D. Deryng ed. *Climate Change and Agriculture*. Burleigh Dodds Science Publishing, UK.

Knadel, M., Gislum, R., Hermansen, C., Peng, Y., Moldrup, P., de Jonge, L.W. & Greve, M.H. 2017. Comparing predictive ability of laser-induced breakdown spectroscopy to visible near-infrared spectroscopy for soil property determination. *Biosystems Engineering*, 156: 157-172.

Lal, R., Smith, P., Jungkunst, H.F., Mitsch, W.J., Lehmann, J., Nair, P.K.R., McBratney, A.B., de Moraes Sá, J.C., Schneider, J., Zinn, Y.L., Skorupa, A.L.A., Zhang, H.-L., Minasny, B., Srinivasrao, C. & Ravindranath, N.H. 2018. The carbon sequestration potential of terrestrial ecosystems. *Journal of Soil and Water Conservation*, 73(6): 145A-152A. https://doi. org/10.2489/jswc.73.6.145A

Lehtonen, A., Ťupek, B., Nieminen, T.M., Balázs, A., Anjulo, A., Teshome, M., Tiruneh, Y. & Alm, J. 2020. Soil carbon stocks in Ethiopian forests and estimations of their future development under different forest use scenarios. *Land Degradation & Development*. https://doi.org/10.1002/ldr.3647

Liu, D., Chan, K.Y., Conyers, M.K., Li, G. & Poile, G.J. 2011. Simulation of soil organic carbon dynamics under different pasture managements using the RothC carbon model. *Geoderma*, 165:69-77.

Madari, B.E., Reeves III, J.B., Coelho, M.R., Machado, P.L.O.A., De-Polli, H., Coelho, R.M., Benites, V.M., Souza, L.F. & McCarty, G.W. 2005. Mid- and near-infrared spectroscopic determination of carbon in a diverse set of soils from the Brazilian National Soil Collection. *Spectroscopy Letters*, *38*: 721-740.

Martin, M.Z., Mayes M.A., Heal, K.R., Brice, D.J. & Wullschleger, S.D. 2013. Investigation of laser induced breakdown spectroscopy and multivariate analysis for differentiating inorganic and organic C in a variety of soils. *Spectrochimica Acta Part B - Atomic Spectroscopy*, 87: 100-107.

Minasny, B., Malone, B.P., McBratney, A.B., Angers, D.A., Arrouays, D., Chambers, A., Chaplot, V., Chen, Z.-S., Cheng, K., Das, B.S., Field, D.J., Gimona, A., Hedley, C.B., Hong, S.Y., Mandal, B., Marchant, B.P., Martin, M., McConkey, B.G., Mulder, V.L., O'Rourke, S., Richer- de-Forges, A.C., Odeh, I., Padarian, J., Paustian, K., Pan, G., Poggio, L., Savin, I., Stolbovoy, V., Stockmann, U., Sulaeman, Y., Tsui, C.-C., Vågen, T.-G., van Wesemael, B. & Winowiecki, L. 2017. Soil carbon 4 per mille. *Geoderma*, 292: 59-86.

Nelson, D. W. & Sommers, L. E. 1983. Total carbon, organic carbon, and organic matter *In* A.L. Page ed. *Methods of Soil Analysis, Part 2*. pp. 539-579. Soil Science Society of America, Madison, WI, USA.

Nerger R. 2019. *Soil & More Impacts' (SMI)Soil sampling guideline for local carbon credits and soil-based smallholder emission reduction projects*. Unpublished. Hamburg, Germany

Nocita, M., Stevens, A., van Wesemael, B., Aitkenhead, M., Bachmann, M., Barthès, B., Ben Dor, E., Brown, D.J., Clairotte, M., Csorba, A., Dardenne, P., Demattê, J.A.M., Genot, V., Guerrero, C., Knadel, M., Montanarella, L., Noon, C., Ramirez-Lopez, L., Robertson, J., Sakai, H., Soriano-Disla, J.M., Shepherd, K.D., Stenberg, B., Towett, E.K., Vargas, R. & Wetterlind, J. 2015.

Chapter Four - Soil Spectroscopy: An Alternative to Wet Chemistry for Soil Monitoring. In D.L. Sparks, ed. *Advances in Agronomy*, pp. 139–159. Academic Press. (also available at *http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0065211315000425*).

Olson, K. R., & Al-Kaisi, M. M. 2015. The importance of soil sampling depth for accurate account of soil organic carbon sequestration, storage, retention and loss. *Catena*, *125*: 33-37.

Paustian, K., Collier, S., Baldock, J., Burgess, R., Creque, J., DeLonge, M., Dungait, J., Ellert, B., Frank, S., Goddard, T., Govaerts, B., Grundy, M., Henning, M., Izaurralde, R.C., Madaras, M., McConkey, B., Porzig, E., Rice, C., Searle, R., Seavy, N., Skalsky, R., Mulhern, W. & Jahn, M. 2019. Quantifying carbon for agricultural soil management: from the current status toward a global soil information system. *Carbon Management*, 10(6): 567–587. https://doi.org/10.1080/17583004.2019.1633231

Paustian, K., Lehmann, J., Ogle, S., Reay, D., Robertson, G. P. & Smith, P. 2016. Climate-smart soils. *Nature*, 532(7597): 49-57.

Poeplau, C. 2016. Estimating root: shoot ratio and soil carbon inputs in temperate grasslands with the RothC model. *Plant and Soil*, 407(1-2): 293-305.

Poeplau, C. & Don, A. 2015. Carbon sequestration in agricultural soils via cultivation of cover crops–A meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 200: 33-41.

Poeplau, C., Vos, C. & Don, A. 2017. Soil organic carbon stocks are systematically overestimated by misuse of the parameters bulk density and rock fragment content. *Soil*, 3: 61-66.

Rakovsky, J., Čermák, P., Musset, O. & Veis, P. 2014. review of the development of portable laser induced breakdown spectroscopy and its applications. *Spectrochimica Acta Part B: Atomic Spectroscopy*, 101: 269-287.

Rayment, G.E. & Lyons, D.J. 2011. *Soil Chemical Methods - Australasia*. CSIRO Publishing, Australia

Riggers, C., Poeplau, C., Don, A., Bamminger, C., Höper, H. & Dechow, R. 2019. Multi-model ensemble improved the prediction of trends in soil organic carbon stocks in German croplands. *Geoderma*, 345:17-30.

Roudier, P., Hedley, C.B., Lobsey, C.R., Viscarra Rossel, R.A. & Leroux C. 2017. Evaluation of two methods to eliminate the effect of water from soil vis-NIR spectra for predictions of organic carbon. *Geoderma*, 296:98-107.

Schneider, L., Füssler, J., La Hoz Theuer, S., Kohli, A., Graichen, J., Healy, S. & Broekhoff, D. 2017. *Environmental integrity under Article 6 of the Paris Agreement*. Berlin: Umweltbundesamt

Senesi G.S. & Senesi N. 2016. Laser-induced breakdown spectroscopy (LIBS) to measure quantitatively soil carbon with emphasis on soil organic carbon. A review. *Analytica Chimica Acta*, 938: 7-17.

Sims, J. & Haby, V. 1971. Simplified Colorimetric Determination of Soil Organic Carbon Matter. *Soil Science*, 112(2): 137-141

Smith, P., Martino, D., Cai, Z., Gwary, D., Janzen, H., Kumar, P., McCarl, B., Ogle, S., O'Mara, F., Rice, C., Scholes, B., Sirotenko, O., Howden, M., McAllister, T., Pan, G., Romanenkov, V., Schneider, U., Towprayoon, S., Wattenbach, M. & Smith, J. 2008. Greenhouse gas mitigation in agriculture. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 363(1492): 789–813. https://doi.org/10.1098/ rstb.2007.2184

Smith, P., Soussana, J.-F., Angers, D., Schipper, L., Chenu, C., Rasse, D.P., Batjes, N.H., Egmond, F. van, McNeill, S., Kuhnert, M., Arias-Navarro, C., Olesen, J.E., Chirinda, N., Fornara, D., Wollenberg, E., Álvaro-Fuentes, J., Sanz-Cobena, A. & Klumpp, K. 2020. How to measure, report and verify soil carbon change to realize the potential of soil carbon sequestration for atmospheric

greenhouse gas removal. *Global Change Biology*, 26: 219-241. https://doi.org/10.1111/gcb.14815

Stockmann, U., Adams, M. A., Crawford, J. W., Field, D. J., Henakaarchchi, N., Jenkins, M. & Wheeler, I. 2013. The knowns, known unknowns and unknowns. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 164: 80-99.

Thamo, T. & Pannell, D. 2016. Challenges in developing effective policy for soil carbon sequestration: perspectives on additionality, leakage, and permanence. Climate Policy. https://doi.org/10.1080/14693062.2015 .1075372

Tiessen, H. & Stewart, J.W.B. 1983. Particle-size fractions and their use in studies of soil organic matter. Il. Cultivation effects on organic matter composition in size fractions. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 47: 509-514.

Turchenek, L. W. & Oades, J.M. 1979. Fractionation of organo—mineral complexes by sedimentation and density techniques. *Geoderma*, 21: 311—343.

USDA-NRCS-CSU. 2019. United States Department of Agriculture – National Resources Conservation Service – Colorado State University. Comet – Farm Tool. Available at: http://cometfarm.nrel.colostate.edu/

VandenBygaart, A. J. & Angers, D. A. 2006. Towards accurate measurements of soil organic carbon stock change in agroecosystems. *Can. J. Soil Sci.*, 86: 465–471.

VCS-VERRA. 2011. *VM0017 Adoption of Sustainable Agricultural Land Management (SALM), v1.0*. Available at: https://verra. org/methodology/ vm0017-adoption-of-sustainable-agricultural- land- management-v1-0/

VCS-VERRA. 2019. *Verified Carbon Standard. Protocols by Verra.* Available at: https://verra. org/project/vcs-program/registry-system/

Vincent, K.R. & Chadwick, O.A. 1994. Synthesizing bulk density for soils with abundant rock fragments. *Soil Science Society of America Journal*, 58: 455-464.

Viscarra Rossel R.A., Brus D.J., Lobsey C., Shi Z. & McLachlan G. 2016. Baseline estimates of soil organic carbon by proximal sensing: Comparing design-based, model-model-assistedassisted and model-basedinference. *Geoderma*, 265: 152-163.

Walkley, A. & Black I.A.1934. An examination of the Degtjareff Method for Determining Soil Organic Matter, and a proposed Modification of the Chromic Acid Titration Method. *Soil Science*, 37(1): 29-38

Wendt, J.W. & Hauser, S. 2013. An equivalent soil mass procedure for monitoring soil organic carbon in multiple soil layers. *European Journal of Soil Science*, 64 (1):58-65. https://doi. org/10.1111/ejss.12002

Wielopolski, L., Chatterjee, A., Mitra, S. & Lal, R. 2011. In situ determination of soil carbon pool by inelastic neutron scattering: Comparison with dry combustion. *Geoderma*, 160: 394-399.

Wielopolski, L., Yanai, R.D., Levine, C.R., Mitra, S. & Vadeboncoeur, M.A. 2010. Rapid, nondestructive carbon analysis of forest soils using neutron-induced gamma-ray spectroscopy. *Forest Ecology and Management*, 260: 1132-1137

Wu, X., Lu, Y., Zhou, S., Chen, L. & Xu, B. 2016. Impact of climate change on human infectious diseases: Empirical evidence and human adaptation. *Environment International*, 86: 14-23.

詞彙表

Activity data 活動數據：在特定期間內人類活動規模造成的排放或移除的數據。例如能源使用、土地面積、管理系統、石灰與肥料的使用。

Additionality 外加性：如果某項行動導致的排放量低於基線情境產生的排放量，則該行動將被認為是外加的。

Baseline scenario 基線情境：某地區在受到干預前的土地利用與管理措施。基線(或對照)是衡量對應變化量的情境。在轉型路徑的語意下，專有名詞「基線情境」係指除了假設在已經生效與/或立法、計劃採用的緩解政策或措施外，不會實施任何其他措施的情境。在許多文獻中，本專有名詞也是專有名詞「舊有管理措施」(Business as usual)的同義詞。

Baseline SOC stocks 有機碳儲量基線：監測期初(第 0 年)的初始土壤有機碳儲量。

Carbon sequestration 碳吸存：土壤有機碳(SOC)長期儲量的增加率。

Composite sample 混合樣品：多個採樣單元匯集在一起，並均質化後的樣品。

Delineation 劃分：描述；用語言文字來表達土地外圍，國家教育研究院網站翻譯為描繪。

Dissolved organic carbon 可溶性有機碳：一般而言是指可溶解在水中的有機碳。在操作上，其可定義為通過 0.45 μm 孔徑濾紙的有機碳分量。

Intervention area 干預區：由「區」(Strata)組成，可用來估算土壤有機碳儲量的區域(Area)。

Intervention scenario 干預情境：即將實施之土地利用與所有永續土壤管理措施。

Leakage 洩漏：發生在專案邊界外，但仍可能歸因於專案活動的間接溫室氣體排放或土壤有機碳損失。

Measuring SOC 有機碳測量：透過直接採樣與化學分析，定量小於 2 mm 粒徑土壤粒子中土壤有機碳含量的過程。

Minimal detectable difference 最小可偵測差異：在特定研究中，可以利用統計檢定偵測到的最小差異或變化。

Monitoring 監測：蒐集數據、追蹤和分析該空間隨時間變化的資訊，以及整體實施進度的過程，目的是提供報告可用的資訊。

Particulate organic carbon 顆粒有機碳：沒有與礦物質交互作用的土壤有機碳，通常由破碎和/或部分分解的植物殘體構成。其可由 Cambardella 和 Elliot (1993)的劃分法測定。

Permanence 永久性：儲存特定碳庫的期間。

Preliminary assessment 初步評估：在實施永續土壤管理措施前進行的評估，以證明該專案具有比基線情境更高的土壤有機碳吸存，且不會增加總體溫室氣體排放量。

Removals 移除：人類活動產生大量溫室氣體排放。在本 MRV 技術手冊中，係指二氧化碳的排放量以土壤有機碳形式儲存於土壤中。

Reporting 報告：監測結果的繳交。報告須在正常的程序下進行，並共享有關影響 MRV 專案的資訊；報告應提供用於數據量化和模型的背景數據、數據來源和方法學。

Reversals 逆轉：吸存土壤有機碳的再排放。

Sample 樣品：在田間採集的獨立土芯樣品。

Soil carbon 土壤碳：土壤碳係指儲存在全球土壤中的固體陸地物質。這包含土壤中的有機碳和無機碳。有機碳為有機質，而無機碳為碳酸鹽和重碳酸鹽類礦物。

Soil organic carbon concentration 土壤有機碳濃度：土壤樣品中有機碳相對於總礦物質的含量。土壤有機碳含量以(質量)百分比表示，限粒徑小於 2 mm 的部分。

Soil organic carbon stocks 土壤有機碳儲量：已知總體密度情況下，樣品中的有機碳含量或質量。指定深度的土壤有機碳儲量以每公頃噸或百萬克表示，並限粒徑小於 2 mm 的部分。

Sustainable Soil Management 永續土壤管理：如果土壤提供的支持、供給、調節和栽培服務，在不顯著損害下是可提供上述服務的土壤功能或生物多樣性下得以維持或提升，該土壤管理便是永續的。

Strata 區：干預區被劃分的區域，作為分區過程的結果。

Stratification 分區：將群體劃分為稱為「區」的部分，目的是為了計算抽樣區域中樣本的變異。

Verifying 查證：對擬議的行動以一致的方法執行有系統、獨立和文件化的評估。

Livestock 畜禽：國家教育研究院樂詞網(https://terms.naer.edu.tw)與農業部雙語詞彙網站(https://reurl.cc/K4z16j)翻譯皆為家畜。


©FAO / Matteo Sala

附件 1、模擬技術分冊

A1.1 RothC 模式

RothC 模式是用在非浸水表土中有機碳轉變的模型，此模型考慮每個月土壤類型、溫度、含水量和植物覆蓋對有機碳轉變過程的影響(Coleman and Jenkinson, 1996)。RothC 模型僅考慮土壤過程，而其原始的模型並沒考慮植物的生產模式(使用者應定義土壤的碳輸入)。土壤有機碳可分為四個具活性的部分及少量惰性有機質(IOM)，四個具活性的部分差異主要為有機碳在土壤中平均留存時間，分別為可分解植物質(DPM)、抗性植物質(RPM)、微生物生質量(BIO)和腐植化有機質(HUM)。惰性有機質具有抗分解性，其使用方程式 A1.1 計算而得(Falloon *et al*., 1998)：

$$IOM = 0.049 \times soc^{1.139}$$

(方程式 A1.1)

其中 SOC 是土壤有機碳(t C ha^{-1})，IOM 是惰性有機質(t C ha^{-1})，模型的結構如圖 A1 所示。

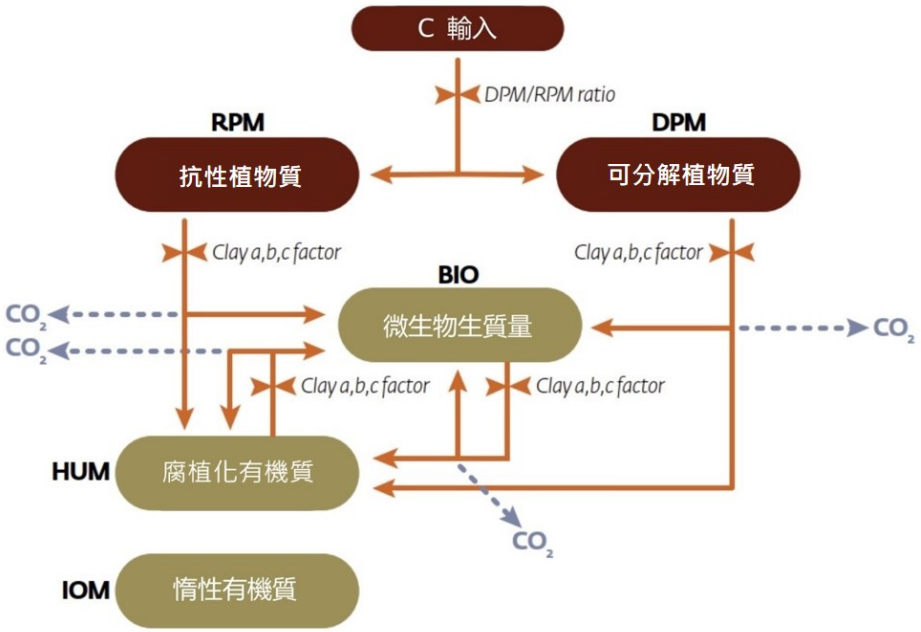


圖 A1｜RothC 模型中碳的結構、碳庫、及碳的流動，包含影響碳通量的主要因子。(a：溫度影響倍數；b：水分影響倍數；c：土壤覆蓋效應倍數；可分解植物質/抗性植物質：可分解與抗性植物質比率)。再繪製自 Falloon and Smith (2009)。

輸入植物碳可區分為可分解植物質和抗性植物質，主要受特定輸入植物質中可分解植物質/抗性植物質比率影響，大多數農作物和改良草地可分解植物質/抗性植物質為 1.44，即 59%的植物質是可分解植物質，41%是抗性植物質；未改良草地和灌木叢(含稀樹草原)為 0.67；落葉林地或熱帶林地為 0.25，故其 20%是可分解植物質，80%是抗性植物質。

可分解植物質和抗性植物質都會分解形成二氧化碳、微生物生質量和腐植化有機質，形成二氧化碳和微生物生質量+腐植化有機質的比例由土壤的黏土含量決定。其中

微生物生質量+腐植化有機質分為 46%微生物生質量和 54%腐植化有機質，微生物生質量和腐植化有機質都會分解產生更多的二氧化碳、微生物生質量和腐植化有機質，每個部分分解時都有各自特定的一階反應速率，如果具活性部分含每公頃 Y 噸碳，則在每個月其碳儲量下降至：

$$Y\,e^{-abckt}t\ \mathrm{C}\ ha^{-1}$$

(方程式 A1.2)

其中

a：因溫度修正之速率係數

b：因水分修正之速率係數

c：因土壤覆蓋修正之速率係數

k：該區室的分解速率常數

t：1/12，因 k 是年分解速率常數

$Y(1-e^{-abckt})$：該區室在某一月份被分解的材料量

RothC 模型也被修改應用於模擬氮和硫動態(Falloon and Smith, 2009)，但在模型中養分和碳動態兩者並無關聯。RothC 模型最初是被開發並參數化來模擬可耕地表土中有機碳轉變，後來延伸到模擬草地，稀樹草原和林地的碳轉變，並應用在不同的土壤和不同的氣候(Coleman and Jenkinson, 1996)。

A1.2 RothC 模式所需的活動數據

A1.2.1 氣候數據

歷年氣候記錄(專案實施前 10 年)應來自於一個或多個研究機構的氣象站、推廣辦公室或其他公共機構的數據，且其氣候紀錄覆蓋範圍適用於專案所含之區域，使用 RothC 模型所需的氣候數據包括：

- **平均每月降雨量(mm)** (加上每月灌溉量, mm)；
- **平均每月均溫(°C)；**
- **平均每月開敞式蒸發皿蒸發量(mm)/** 潛在蒸散量(mm)。每月蒸發量數據(ET)需要轉換為皿蒸發量(Epan= ET/0.75)。

如果沒有蒸發散數據，可以從溫度、太陽輻射或其他氣候變異數來估算每月蒸發量數據(Hargreaves and Samani, 1985; Droogers and Allen, 2002)。

對於初步評估，可以從全球數據來源獲得歷年氣候記錄(見附件表 A1)，但若有當地已確證的數據為佳。在專案監測期間，應使用鄰近氣象站所獲得的溫度、降水和每月蒸發量數據。

A1.2.2 土壤數據

- **土壤質地：**使用吸管法(Day, 1965)或鮑氏比重法(1962)進行粒徑分析，以確定每個干預區的0-30公分深度的土壤黏土含量(%)，然而對於初步評估，黏土含量可由國家或全球數據資料庫(表A1)中獲取，在現階段不需要由專案提案人進行測量；但在監測階段，則需測量在0-30公分深度的土壤之黏土含量(%)。
- **總體密度：**需要計算初始土壤有機碳儲量，並在必要時進行等土壤質量校正(見附件 4：土壤有機碳儲量計算分冊)。
- **初始土壤有機碳儲量：**優先選擇有效及最近(即在專案實施前不超過 5 年)每個擬執行的干預區，0-30 公分土壤有機碳濃度和預估儲量($t\ C\ ha^{-1}$)(見方法，附件 3-4)，然而對於初步評估初始土壤有機碳儲量，可以透過在穩定環境條件和基線情境過去碳的輸入下運行，模式達到平衡來估算。此初步評估初始土壤有機碳儲量進一步描述於本附件 A1.3 中的一般模擬程序，初始土壤有機碳估算值須與最新可用版本的全球土壤有機碳地圖(FAO-ITPS, 2019)進行對比，以瞭解主要偏差並確定模型估算的土壤有機碳平衡值是否合理。在專案監測階段，得將測量所獲之初始土壤有機碳儲量代入模型。

A1.2.3 數據管理

碳輸入：不同來源所輸入的碳，應根據提供給基線情境和干預情境的活動數據(如作物、產量、殘體移除、飼料生產、畜禽數量和畜禽糞/有機改良劑應用)進行初步估算。在初步評估階段，歷史及預測的活動數據均可被使用進行評估；在監測階段，則需使用目前產量、飼料產量、放養率和施用糞便來估算目前的碳輸入(Ci)。

雖然碳輸入的實際含量難以評估，但可利用 Bolinder 等人(2007)提出的架構，來估計基線情境和干預情境間 Ci 的絕對和相對差異。根據該架構，淨初級生產可以表示成四個部分的總和：

$$\mathrm{NPP} = \mathrm{CP} + \mathrm{CS} + \mathrm{CR} + \mathrm{CE}$$

(方程式 A1.3)

其中，

CP：農產品中的植物碳，主要具經濟價值的植物部分，通常從生態系中收穫和輸出。「產品」可以是地上部(例如，穀物，乾草或所有輸出/放牧的地上植物質)或地下部(例如塊莖)。

CS：在秸稈的植物碳，秸稈/茬和其他地上收穫後植物殘體，此部分包括「產品」之外的所有地上部植物質。

CR：在根部組織的植物碳，來自植物地下部且可物理性取出的植物質，但不包括任何「產品」。

CE：根外物質的植物碳，包括根分泌物和其他來自於根系轉變的物質，不易透過物理或過篩的方式取出，此部分的碳也可視為根圈沉積物。

因此總碳輸入可以農產品以外的所有植物組織的碳輸入總和而估算：

$$\mathrm{Ci} = \mathrm{CS} + \mathrm{CR} + \mathrm{CE}$$

(方程式 A1.4)

每個部份中的碳含量都可以從已知的農業產量中估算，包括使用已發表或假設的收穫指數(HI)、根與莖的比例、根分泌物中的植物碳和殘體的碳濃度。本技術手冊假設所有植物組織的碳濃度為 0.45 g C/g 乾物質。

一年生作物和一年生牧草中的碳輸入：CP、CS、CR 和 CE 的估算應為：

$$\mathrm{CP} = \mathrm{Yp} \times 0.45$$

(方程式 A1.5)

$$\mathrm{AB} = \mathrm{Yp}/\mathrm{HI}$$

(方程式 A1.6)

$$\mathrm{CS} = (\mathrm{AB} - \mathrm{Yp}) \times Ss \times 0.45$$

(方程式 A1.7)

$$\mathrm{CR} = \left((\mathrm{YP}/\mathrm{HI}) \times R{:}\mathrm{S}\right) \times 0.45$$

(方程式 A1.8)

$$\mathrm{CE} = \mathrm{CR} \times \mathrm{YE}$$

(方程式 A1.9)

其中，

Yp：產量乾物質重或收穫的地上生質量($t\ ha^{-1}\ yr^{-1}$)，若為覆蓋作物，Yp 被視為是 0，因此所有地上部乾物質都被認為是 CS。

AB：地上部生質量(乾物質，$t\ ha^{-1}\ yr^{-1}$)。

HI：是收穫指數(收穫產量乾物質重/總地上部乾物質重)。

R:S：根與莖的比例(地下部生質量/地上部生質量)。

Ss：係數，可為 0-1，代表暴露於空氣中的作物殘體保留在農地的分率，若完全未移除則 Ss 預設植為 1。如果除去一部分作物殘體(例如，移除並作為飼料或墊料的小麥秸稈)，則 Ss< 1。

Ye：根外碳(根圈沉積物)，代表與可蒐集根有關的係數。

應儘可能使用經當地已確證的收穫指數和根與莖的比例數值以及資訊，並提供資訊來源。不同物種的根莖比與根及莖的碳含量可以由 Amanullah 和 Stewart(2013)，Amanullah(2014)和 Amanullah、Stewart and Hidayatullah(2015)以及 Amanullah、Stewart and Amanullah 等人(2016)所發表的文章中找到。

聯合國政府間氣候變化專門委員會指南(2006; 2019)中提供全球收穫指數和根與莖的比例數值，可在無當地已確證資訊情況下使用。

一年生作物和飼料的 CE 可以假設地下部生質量約 65% (CE = CR× 0.65) (Bolinder *et al*., 2007)。

一年生作物或牧草的月碳輸入，可以通過將年度 Ci 除以不同的收穫事件來獲得。

多年生作物和飼料中的碳輸入

$$CP = AB \times HI \times 0.45$$

(方程式 A1.10)

$$CS = AB - (AB \times HI) \times Ss \times 0.45$$

(方程式 A1.11)

$$CR = (AB \times R{:}S) \times 0.45$$

(方程式 A1.12)

僅在多年生植物停止生長時才考慮

$$CE = CR \times Ye \ \text{(以年進行考慮)}$$

(方程式 A1.13)

其中，

AB：地上部總生質量產量(乾物質，$t\,ha^{-1}\,yr^{-1}$)

HI：收穫指數(收穫產物，飼料或放牧生質量/總地上部乾物質重)

R:S：根與莖的比例

Ss：以多年生植物為例，Ss 代表殘留現存之生質量，以凋落物或收穫損失回歸於土壤的分率(0-1)

CR：對於多年生作物，根碳年復一年存在於土中，因此 CR 被定義為其被建立當年所增加的根碳，且只有在多年生作物停產時才會被充分考慮(Bolinderet *et al*., 2007)

CE：多年生植物的根圈沉積物加上每年根周轉。

應儘可能使用 ABP 活動數據、經當地已確證的收穫指數、根與莖的比例數值以及資訊，並提供其來源。收穫指數常依生產系統的產量或放牧效率而異(通常介於 0.5-0.8)。《聯合國政府間氣候變化專門委員會指南》(2006; 2019)中提供的全球不同多年生牧草的收穫指數和根與莖的比例，可在無當地已確證資訊的情況下使用。大約 50%的剩餘現存生質量可以被視為凋落物(Ss = 0.5)，根部轉變可以假設為根部生質量的 50% (CE = CR× 0.5)(Poeplau, 2016)。

多年生作物或飼料的月碳輸入，可將年 Ci 除以每月生質產量、每月的植被或生長季節等分之年 Ci 而獲得。

來自糞便和有機改良劑的碳輸入

依有效的數據，來自放牧動物糞便中的碳輸入，可以通過以下方式估計：

考慮所食用飼料之消化率(Liu *et al*., 2011)：

$$CiM(t\,C\,ha^{-1}\,yr^{-1}) = (AB \times HI) \times (1 - D) \times 0.4$$

(方程式 A1.14)

其中，

AB：地上部總生質量產量，$t\,ha^{-1}\,yr^{-1}$

HI：收穫指數/效率(放牧生質量/地上部乾物質總重之分率)

D：食用生質量的消化率(例如 40-70%)

0.4：假設糞便中的碳濃度

考慮到畜禽種類和重量、每日消耗、食用飼料的消化率和畜禽單位(IPCC, 2019)：

$$\mathrm{CiM}(\mathrm{t\ C}\ ha^{-1}\ yr^{-1}) = \mathrm{DMI}(\text{dry matter intake}, \%\text{weight day}^{-1}) \times \mathrm{W}(\mathrm{kg\ head}^{-1}) \times \mathrm{LU}(\mathrm{heads\ ha}^{-1}) \times (1-\mathrm{D}) \times \mathrm{Days} \times 0.4$$

(方程式 A1.15)

其中，

DMI：每日乾物質攝入量(例如體重的百分比)，% weight day^{-1}

W：某一種類畜禽的體重，kg head^{-1}

LU：畜禽單位，heads ha^{-1}

D：是食用乾物質的消化率(例如 40-70%)

0.4：是糞便中預設的碳濃度。

可選擇上述方程式估算畜禽糞便的碳輸入，須依乾物質濃度、有機質和碳濃度來估算所施用產品(固體和液體/糞泥)的碳輸入，而產品的碳濃度依其原料來源、產品、堆肥方法、管理和儲存等因素，會有很大的不同。

植被覆蓋：針對初步評估，需要瞭解歷史和預計的土地使用系統，以確定有無植被覆蓋的月份。特定干預區的歷史植被覆蓋(過去 5 年)可由常態化差異植生指標演化推估，但於監測階段，應使用目前每月的植被覆蓋情況(休耕與栽植)或常態化差異植生指標演化評估的資訊。

DPM/RPM ratio：對施入植物質的可分解性的估算。

A1.3 通用流程

此模式應依上述所提到的活動數據，模擬 20 年期於基線情境和干預情境條件下 0-30 公分深度土壤有機碳年儲量(噸碳/公頃)。模式模擬結果對初始土壤有機碳儲量和碳輸入估計值極為敏感，因此在進行 20 年期的預先模擬前，需要進行模式初始化。初始化是指在開始模擬時所設定之初始土壤有機碳條件(不同碳庫的總土壤有機碳和土壤有機碳)，而這些設定將可使未來的模擬結果更接近實測。

初始化可以使用「加速自旋」/「反向模式」來完成，以估計初始庫大小：

- 如果初始土壤有機碳是未知(例如，在進行初步評估時)：優先進行模擬估算初始土壤有機碳，在這種情況下，需要一個初始化「加速自旋」模擬期(10,000 年以 4 個分析步驟進行)，使用基線情境下，將平均估算碳的輸入值與平均歷史氣候數據(過去 10 年)帶入，所估算碳的輸入值(見上文部分)對於模擬土壤有機碳儲量至關重要，而加速自旋模擬期的情形代表基線的狀態。
- 如果已知初始土壤有機碳儲量(例如監測期)：則進行類似初始化「加速自旋」模型模擬(10,000 年；階段 1)，可以使用基線情境所估算的碳輸入值和平均歷史氣候數據(過去 10 年)帶入模型，再從長期「加速自旋」模型、歷年氣候數據和已知的碳輸入歷史數據所估算出的碳庫比例，進行短期「加速自旋」模型執行模擬 10-20 年(第 2 階段)。藉由調整長期「加速自旋」模型(階段 1)的碳輸入值來模擬土壤有機碳，使模擬的土壤有機碳在「加速自旋」模型(階段 1、2)模擬結束時，符合量測的土壤有機碳數值(< 0.0001 t C ha^{-1})。

在模型初始化之後，考慮估算或測量的初始碳儲量、平均氣候記錄和每個情境所估算的平均碳輸入值，來預測至少 20 年期之基線情境和干預情境的土壤有機碳儲量(t C ha^{-1})，並依方程式 A1.1 來決定土壤有機碳吸存(增加或損失)。

表 A1｜全球資訊數據來源。

類型	來源	網址	解析度
月氣候數據	CRU – Climate Research Unit, University of East Anglia	https://crudata.uea.ac.uk/cru/data/hrg/cru_ts_4.03/cruts.1905011326.v4.03/	50 km×50 km
0-30 公分 土壤有機碳儲量	GSOC Map - FAO-ITPS	http://54.229.242.119/GSOCmap/	1 km×1 km
土壤有機碳儲量及土壤有機碳濃度；剖面	International Soil Carbon Network	https://iscn.fluxdata.org/	Different resolutions
0-30 公分 土壤質地	ISRIC Soil Grids	https://soilgrids.org and at global level from https://data.isric.org/	250 m×250 m 500 m×500 m 1 km×1 km
標準化差異植生指標-每 16 天之歷史影像(2001-2020)	MODIS - MOD13A2 datasets	https://lpdaac.usgs.gov/products/mod13a2v006/	1 km×1 km
土地覆蓋- 土地利用	MODIS Land Cover Dynamics MCD12Q2	https://modis.gsfc.nasa.gov/data/dataprod/mod12.php	500 m×500 m 1 km×1 km
土地覆蓋- 土地利用	European Space Agency (ESA) Climate Change Initiative (CCI)-Copernicus Climate Change Service (C3S)	https://www.esa-landcover-cci.org/	300 m×300 m
土地覆蓋- 土地利用	IMAGE Integrated Model to Assess the Global Environment. PBL Netherlands Environmental Assessment Agency	https://models.pbl.nl/image/index.php/Land_cover_and_land_use	10 km×10 km
土地覆蓋- 土地利用	FAO. Global Land Cover SHARE	http://www.fao.org/land-water/land/land-governance/landresources-planning-toolbox/category/details/en/c/1036355/	1 km×1 km
土地覆蓋- 土地利用	Land Use Harmonization Project	http://luh.umd.edu/index.shtml	~25 km×25 km
土地覆蓋- 土地利用	USGS Global Land Survey	https://lta.cr.usgs.gov/GLS	30 m×30 m
土地覆蓋- 土地利用	CORINE land cover (Europe only)	https://land.copernicus.eu/paneuropean/corine-land-cover	100 m×100 m


©FAO / Matteo Sala


©FAO / Matteo Saia

附件 2、溫室氣體排放估算技術分冊

每年農業土壤的溫室氣體排放，可從聯合國政府間氣候變化專門委員會指南中農業、林業和其他土地利用(AFOLU)部門(IPCC, 2006, 2019)的農田和草原類別中獲得。

估算關鍵溫室氣體排放量和移除量的指南和方法包括：

a) 農業土壤氧化亞氮排放(肥料、廄肥、作物殘體、畜禽放牧的直接和間接排放)

b) 畜禽腸道發酵產生的甲烷排放

c) 畜牧場糞便管理產生的甲烷排放

d) 水稻土壤的甲烷排放

e) 透過土壤有機碳模式(見第 7.1 節)估算土地利用變化或土地管理所導致的二氧化碳排放量

f) 來自化石燃料(農業機械和灌溉系統)的二氧化碳排放量

g) 來自特定肥料(尿素分解)的二氧化碳直接排放

畜禽糞便管理產生的排放不包含在本指南和方法中，因為它們被認為不會直接影響土壤中的溫室氣體排放和移除。

A2.1 農業、森林砍伐和土地利用部門所產生之溫室氣體

受關注的關鍵溫室氣體為二氧化碳、氧化亞氮和甲烷。大氣和生態系統之間的二氧化碳通量，主要受植物光合作用的吸收和呼吸作用、分解和燃燒有機物質的釋放控制，氧化亞氮主要來自於生態系統中硝化和脫氮作用的副產物排放，而甲烷是土壤和糞便在厭氧環境下經產甲烷化作用生成甲烷，或經腸道發酵以及在有機資材的不完全燃燒所排放。其他受關注的氣體(來自燃燒和土壤) 包括氮氧化物、氨、非甲烷揮發性有機化合物和一氧化碳，因為它們是大氣中形成溫室氣體的前驅物。從前驅物產生的溫室氣體被認為是間接排放。間接排放也與氮的淋洗或徑流有關，特別是土壤中硝酸根離子的流失或經由脫氮作用以氧化亞氮形式逸散到大氣中，圖 A2.1 顯示農業系統中所有氣體排放及移除一個理想情境圖。

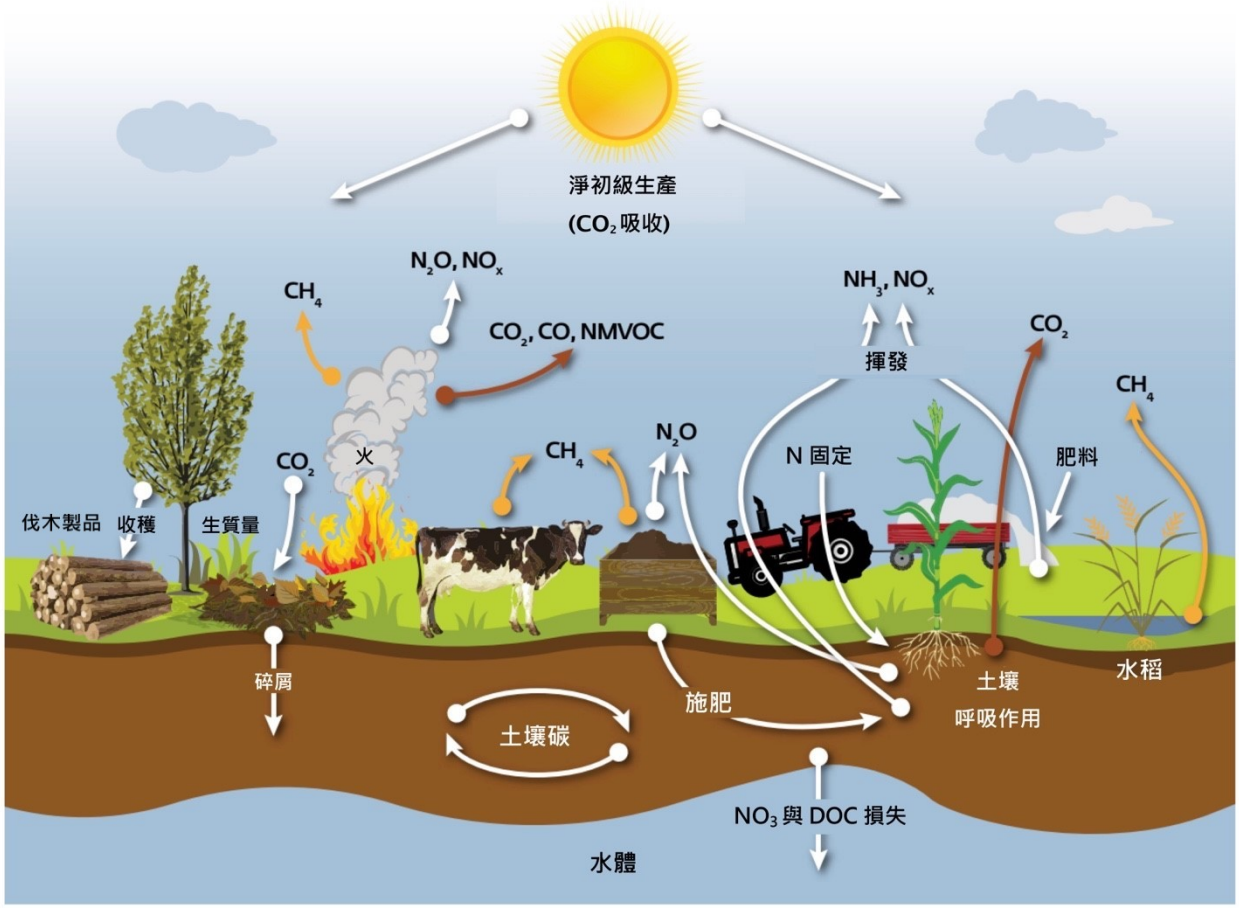


圖 A2.1｜人為管理的生態系中溫室氣體及微量氣體的排放及移除主要來源(取自 IPCC, 2006)。

以下各節提供了估算這些關鍵溫室氣體排放量的方法。溫室氣體的測量，須遵循可負擔得起的標準方法和適當的指南(Khalil *et al*., 2020)。

A2.2 二氧化碳的排放和移除來自於礦質土中碳儲量的變化

農田因採取管理的措施不同，會影響土壤系統碳收支，而導致土壤有機碳儲量有不同程度的改變，而主要影響農田土壤碳儲量的管理措施有殘體處理方式、耕作類型、肥料管理(無機肥料和有機改良劑)、作物選擇和耕作管理強度(例如連續耕作 v.s. 有休耕期之作物輪作)、灌溉管理，以及依序輪流種植作物及放牧或種植飼料作物之農牧混合系統。此外排水和在有機質土壤的耕作也會減少土壤碳儲量。

土地利用的變化和管理活動，會透過影響沖蝕速率及隨後該場址之碳損失來影響土壤有機碳儲量，部分被沖蝕的碳在運輸中會分解成二氧化碳返回大氣，而剩餘的碳則沉積在另一處。

土壤有機碳儲量的估算方法是以直接測量田間所採集樣品的結果為基礎，而本技術手冊應使用土壤有機碳模式模擬未來土壤有機碳儲量的變化(見附件 1)。

A2.3 來自人為管理土壤氧化亞氮排放(摘錄自 IPCC 2006，第 11 章)

氧化亞氮主要透過兩條微生物途徑所產生：硝化和脫氮作用。硝化作用是微生物於好氧環境下將銨離子氧化為硝酸鹽的反應，而脫氮作用則是厭氧環境下微生物將硝酸鹽還原成氮氣。氧化亞氮是脫氮作用一系列反應過程的中間產物，同時也是在硝化作用過程中，從微生物細胞洩漏到土壤並最終進入大氣的副產物，土壤中無機氮之有效性是控制此反應的主因之一。

人為對氮的投入或氮的礦化作用，為氧化亞氮排放的直接途徑(即直接來自於土壤)與兩條間接的途徑：(i) 來自於土壤管理、化石燃料燃燒和生質燃燒所產生的氨和氮氧化物揮散後，這些氣體及其反應產物銨離子和硝酸根離子重新沉積到土壤和水域；(ii) 來自於人為管理土壤中氮的淋洗和徑流(主要以硝酸根離子形式)之後。

A2.3.1 氧化亞氮直接排放

在大多數土壤中，有效性氮的增加會加速硝化作用和脫氮作用，進而增加氧化亞氮的產生，有效性氮的增加可以透過人為添加的氮、或土地利用的改變和/或土壤管理措施造成土壤有機氮的礦化。下列含氮源將被包含在估算經土壤管理直接排放氧化亞氮的方法中：

- 合成氮肥(F_{SN})
- 有機氮肥(如廄肥、作物殘體、堆肥、污水污泥、動物組織加工之廢棄物) (F_{ON})
- 放牧動物累積在牧場、草原和圍場上的尿液和糞便氮(F_{PRP})
- 作物殘體(地上和地下)的氮，包括來自固氮作物(豆科)和牧場更新期間的草料(F_{CR})
- 改變土地利用或礦質土管理所引起與土壤有機質損失有關之氮礦化(F_{SOM})

如本手冊有關限制土地和措施所述，有機質土壤(即 Histosols) (FOS)的排水/管理不適用於此技術手冊。

來自於特定農場或設施的 N_2O-N 總排放量(kg N_2O-N/yr^{-1})計算如下：

$$N_2O = N_2O_{direct} + N_2O_{animal} + N_2O_{indirect}$$

第 1 層級

使用以下最基本的方程式估算人為管理土壤氧化亞氮的直接排放量：

$$N_2O_{Direct}\text{-}N = N_2O\text{-}N_{N\ inputs} + N_2O\text{-}N_{PRP}$$

(方程式 4.1 (改編 Eq. 11.1 IPCC 2006，第 11 章))
來自人為管理土壤氧化亞氮的直接排放；(第 1 層級)

其中：

N_2O_{Direct}- N：人為管理土壤產生的 N_2O-N 年直接排放量，kg N_2O- N yr^{-1}

$N_2O\text{-}N_{N\ input}$：投入氮到人為管理土壤產生的 N_2O-N 年直接排放量，kg N_2O- N yr^{-1}

$N_2O\text{-}N_{PRP}$：尿液跟糞便投入放牧草原土壤的 N_2O-N 年直接排放量，kg N_2O-N yr^{-1}

因此本方法為估算人為的土壤淨氮添加量(例如合成或有機質肥料、沉積的廄肥、作物殘體、污水污泥)，或有機質土壤經排水/管理後，土壤有機質中氮的礦化作用或礦質土的耕作/土地利用改變(例如林地/草原/定居點轉變為農田)所造成氧化亞氮排放量。

為利於報告，以下列方程式將 N_2O-N 排放轉換為氧化亞氮排放：$N_2O = N_2O\text{-}N \times 44/28$

第 2 層級

如果國家有可用的排放因子和相關的活動數據，且比方程式 4.1 中所提供的更詳

細，則該方程式可所列項目可進行進一步解析，例如如果排放係數和活性數據適用於在不同條件下施用合成肥料和有機氮(F_{SN} 和 F_{ON})，則應使用以下方程式：

$$N_2O\text{-}N_{Direct} = \sum_i (F_{SN} + F_{ON})_i \cdot EF_{1i} + (F_{CR} + F_{SOM}) \cdot EF_1 + N_2O\text{-}N_{OS} + N_2O\text{-}N_{PRP}$$

(方程式 4.2 (改編 Eq. 11.2 IPCC 2006，第 11 章))
來自人為管理土壤氧化亞氮的直接排放；(第 2 層級)

其中，

EF_{1i}：在第 i 情境下，排放係數由合成肥料和有機氮施用所造成氧化亞氮排放(kg N_2O-N(kg N_{input})$^{-1}$)所建立(i = 1、2、...n)

方程式 4.2 可因以不同方式進行修改，使其可採納任何組合之氮源、作物類型、管理、土地利用、氣候、土壤或其他特定條件下的排放係數，而不同國家、地區或農場可依其可獲得的排放係數，應用於其所施用的每一個氮源(F_{SN}、F_{ON}、F_{CR}、F_{SOM}、F_{PRP})排放係數：

F_{SN}：合成氮肥年施用於土壤的量，kg N yr^{-1}

F_{ON}：廄肥、堆肥、污水污泥和其他有機氮每年施用於土壤的量，kg N yr^{-1}

F_{CR}：作物殘體(地上和地下)，包括固氮的作物與來自飼料/牧場更新，每年返回土壤的氮，kg N yr^{-1}

F_{SOM}：礦質土之年礦化氮量，與土地利用或管理改變導致土壤有機質 C 的損失有關，kg N yr^{-1}

F_{PRP}：放牧動物在牧場、草原和圍場上每年沉積(排泄)的尿液和糞便氮量，kg N yr^{-1} (註：下標之 CPP 和 SO 分別指牛、家禽和豬，以及綿羊和其他動物)

為利於報告，以下列方程式將 N_2O-N 排放轉換為氧化亞氮排放：$N_2O = N_2O\text{-}N \times 44/28$

第 3 層級

第 3 層級方法是模式或測量方法。模式的優點在於它們以適當的方式，將影響氧化亞氮排放的土壤和環境變數與排放量做一關聯。當無法以實驗方法進行實測時，這些關係有助於預測整個國家或地區的排放量，然而該模型的使用須先經代表性實際量測的數據進行驗證。此外，應注意由模型或測量所得估算的排放量，須考慮到所有人為氧化亞氮排放量。

第 1 層級和第 2 層級排放係數的選擇

估算人為管理土壤氧化亞氮的直接排放需要兩個排放係數(EF)，此處顯示的預設值可用於第 1 層級方程式或第 2 層級方程式，並與特定國家的 EFs 結合使用。第一個 EF(EF_1)是指因土地利用改變或管理，施用各種合成和有機氮於土壤時之氧化亞氮排放量，包括作物殘體和礦質土中土壤有機碳的礦化。第二個 EF(EF_3)是估算放牧動物在牧場、草原和圍場上沉積的尿液和糞便氮的氧化亞氮排放量。表 A2.1 匯總了第 1 層級方法的預設排放係數。

其中，

EF_1：來自於氮投入的氧化亞氮排放係數，kg N_2O-N kg^{-1} N_{input} (表 A2.1)

EF_{1FR}：來自於投入於水稻田的氮之氧化亞氮排放係數，kg N_2O-N kg^{-1} N_{input}(表 A2.1)

EF_{3PRP}：來自於放牧動物沉積(排泄)在牧場、草原和圍場上的尿液和糞便氮之氧化亞氮排放係數，kg N_2O-N kg^{-1} N_{input}(表 1) (註：下標之 CPP 和 SO 分別指牛、家禽和豬與綿羊和其他動物)

表 A2.1｜預設排放係數估算人為管理土壤氧化亞氮的直接排放量。

排放係數	預設值	不確定範圍
EF_1：無機肥料、有機改良劑和作物殘體，以及礦質土因碳損失所導致氮的礦化 [kg N_2O-N (kg N_{input})$^{-1}$]	0.01	0.003-0.03
EF_{1FR}：淹水的水稻田 [kg N_2O-N (kg N_{input})$^{-1}$]	0.003	0.000-0.006
$EF_{3PRP, CPP}$：牛(乳製品，非乳製品和水牛)、家禽和豬 [kg N_2O-N(kg N_{input})$^{-1}$]	0.02	0.007-0.06
$EF_{3PRP, SO}$：綿羊和「其他動物」 [kg N_2O-N (kg N_{input})$^{-1}$]	0.01	0.007-0.06

在許多情況下，EF_1 可以根據(1)環境因素(氣候、土壤有機碳含量、土壤質地、排水和土壤 pH)和(2)管理相關因素(每種肥料類型的氮施用量、作物類型，豆科作物、非豆科食用作物和草之間的差異)進行解析，能夠從活動數據解析所有或部分這些係數的農民，可以選擇使用第 1 級方法的分類排放係數。

除「綿羊」和「其他」動物之外，所有動物所排放沉積的氮之 EF_{3PRP} 預設值是 2%，對「綿羊」和「其他」動物，可以使用排放沉積的氮之 1%作為預設排放係數。

活動數據的選擇

第 1 層級和第 2 層級：

本節介紹以第 1 層級和第 2 層級方法學，估算所需輸入土壤的各種氮源(F_{SN}、F_{ON}、F_{PRP}、F_{CR}、F_{SOM})之通用方法(方程式 4.1、4.2)。

施用合成肥料(F_{SN})

F_{SN} 是指每年施用於土壤的合成氮肥量，這是根據每年所消耗的合成肥料總量估算，如果有足夠的數據，肥料的使用可以按肥料類型、作物種類和主要作物的氣候區來分類。

施用有機氮肥(F_{ON})

F_{ON} 是指除放牧動物以外的有機氮施用於土壤的量，以方程式 4.3 進行計算。這包括施用廄肥、施用的污水污泥於土壤、堆肥施用於土壤、以及對農業具有區域重要性的其他當作肥料之有機改良劑(例如，動物組織加工之廢棄物、鳥糞、啤酒廠廢物等)。

利用方程式 4.3 計算有機氮肥(F_{ON})：

$$F_{ON} = F_{AM} + F_{SEW} + F_{OOA}$$

(方程式 4.3 (改編 Eq. 11.3 IPCC 2006，第 11 章))
來自人為管理土壤氧化亞氮的直接排放(第 2 層級)

其中，

F_{ON}：除放牧動物以外，土壤有機氮肥的年施用量，kg N yr^{-1}

F_{AM}：每年廄肥氮施用於土壤的量，kg N yr^{-1}

F_{SEW}：總污水氮施用於土壤的量(與廢棄物處理部門協調，避免污水氮重複計算)，kg N yr^{-1}

F_{COMP}：堆肥氮年施用於土壤的量(確保堆肥中的糞便氮不會重複計算)，kg N yr^{-1}

F_{OOA}：其它有機改良劑的年施用量(例如：動物組織加工之廢棄物、鳥糞、釀酒廠廢棄物等)，kg N yr^{-1}

F_{AM} 是藉由調整廄肥有效氮肥量(N_{MMS_Avb})來管理廄肥進料($Frac_{FEED}$)、燃料($Frac_{FUEL}$)或用於建築($Frac_{CNST}$)的使用量，如方程式 4.4 所示。$Frac_{FUEL}$、$Frac_{FEED}$、與

$Frac_{CNST}$ 的數據可以從官方統計數據或專家調查獲得。但是，如果這些數據不可取得，使用 N_{MMS_Avb} 作為 F_{AM}，即不調整 $Frac_{FUEL}$、$Frac_{FEED}$、$Frac_{CNST}$。

$$F_{AM} = N_{MMS\_Avb} \cdot [1 - (Frac_{FEED} + Frac_{FUEL} + Frac_{CNST})]$$

(方程式 4.4 (改編 Eq. 11.4 IPCC 2006，第 11 章))
氮來自於施用於土壤的動物糞便(第 1 層級)

其中，

F_{AM}：每年廄肥氮施用於土壤的量，kg N yr^{-1}

N_{MMS_Avb}：可用於土壤、進料、燃料或建築的廄肥氮，kg N yr^{-1} (IPCC 2006，第 10 章)

$Frac_{FEED}$：廄肥使用於進料的比例

$Frac_{FUEL}$：廄肥使用於燃料的比例

$Frac_{CNST}$：廄肥使用於建築的比例

放牧動物的尿液和糞便(F_{PRP})

F_{PRP} 是指放牧動物每年沉積(排放)在牧場、草原和圍場土壤上的氮量，施用於土壤之廄肥的氮算在 F_{ON} 的 F_{AM} 中。F_{PRP} 依方程式 4.5 中，每一種類/類別 T 畜禽數量($N_{(T)}$)、T 種畜禽排泄氮年均量($Nex_{(T)}$)、T 種畜禽在牧場、草原和圍場的氮排放分率($MS_{(T, PRP)}$)來估算，而方程式 4.4 所需的數據可從 IPCC 2006,第 10 章獲得。

方程式 4.5 提供估算放牧動物沉積(排放)的氮量：

$$F_{PRP} = \sum_T [(N_{(T)} \cdot Nex_{(T)}) \cdot MS_{(T,PRP)}]$$

(方程式 4.5 (改編 Eq. 11.5 IPCC 2006，第 11 章))
氮來自於放牧動物沉積(排放)在牧場、草原和圍場的尿液及糞便(第 1 層級)

其中，

F_{PRP}：每年放牧動物沉積(排放)在牧場、草原和圍場的尿液和糞便氮量，kg N yr^{-1}

$N_{(T)}$：該國每一種類/類別 T 的畜禽數量(見第 10 章，第 10.2 節)

$Nex_{(T)}$：畜牧場中每一種類/類別 T 的畜禽在該牧場的年平均 N 泄量，kg N $head^{-1}$ yr^{-1}(見 IPCC 2006，第 10 章)

$MS_{(T, PRP)}$：每一種類/類別 T 的畜禽在牧場、草原和圍場上的年總氮排泄分率(見 IPCC 2006，第 10 章)

作物殘體氮，包括固氮作物和飼料/牧場更新返回土壤的氮(F_{CR})

F_{CR} 是指每年返回土壤的作物殘體(地上和地下)，包括固氮作物之氮含量，它也包括來自固氮作物及在牧草或牧場更新期間礦化的非固氮牧草。本方法考慮了燃燒殘體或以其他方式去除殘體的影響(因殘體燃燒產生的氧化亞氮之直接排放在於 IPCC 2006,第 2 章闡述)。由於不同的作物有不同的殘體類型：如產量比、更新時間和氮含量皆不同，因此須對主要作物類型進行個別計算，然後加總所有作物類型的氮含量，至少建議將作物分為：1)非固氮糧食作物(例如玉米、水稻、小麥、大麥)；2)固氮穀物和豆類作物(例如大豆、干豆、鷹嘴豆、扁豆)；3)根莖和塊莖作物(例如，馬鈴薯、甘薯、木薯；4)固氮飼料作物(苜蓿、三葉草)；5)其他飼料作物，包括多年生草和草/三葉草牧場。方程式 4.6 提供了第 1 層級方法之方程式，估算來自於作物殘體和飼料/牧場更新的氮。

$$F_{CR} = \sum_T \{Crop_{(T)} \cdot Frac_{Renew(T)} \cdot [(Area_{(T)} - Area\ burnt_{(T)} \cdot C_f) \cdot R_{AG(T)} \cdot N_{AG(T)} \cdot (1 - Frac_{Remove(T)}) + Area_{(T)} \cdot R_{BG(T)} \cdot N_{BG(T)}]\}$$

(方程式 4.6 (改編 Eq. 11.6 IPCC 2006，第 11 章))
來自於作物殘體和飼料/牧場更新的氮(第 1 級)

其中，

F_{CR}：每年作物殘體(地上和地下)回歸於土壤的氮含量，包括固氮作物與飼料/牧場更新，kg N yr^{-1}

$Crop_{(T)}$：作物 T 的年收穫乾物質產量，kg DM ha^{-1}

$Area_{(T)}$：作物 T 年收穫總面積，ha yr^{-1}

Area $burnt_{(T)}$：每年作物 T 燃燒的總面積，ha yr-1

C_f：燃燒係數(無因次參數)(參見 IPCC 2006，第 2 章)

$Frac_{Renew(T)}$：每年作物 T 更新之總面積分率。對於平均每 X 年更新一次的牧場，其 $Frac_{Renew}$ 為 1/X；對於一年生作物，其 $Frac_{Renew}$ 為 1。

$R_{AG(T)} = AG_{DM(T)} \cdot 1000/Crop_{(T)}$：作物 T 地上部殘體乾重($AG_{DM(T)}$)與作物收穫量的比例，kg DM (kg DM)$^{-1}$

$N_{AG(T)}$：作物 T 地上部殘體的氮含量，kg N(kg DM)$^{-1}$(IPCC 2006, Table11.2，第 11 章)

$Frac_{Remove(T)}$：每年因作為飼料、墊料和建築等目的所移除的作物 T 地上部殘體比例, kg N (kg crop-N)$^{-1}$。需要國內專家進行調查才能獲得此數據，如果 $Frac_{Remove}$ 的數據不可取得，則假設沒移除作物地上部殘體。

$R_{BG(T)}$：作物 T 地下部殘體與收穫量之比，kg DM (kg DM)$^{-1}$。如果沒有替代數據，可以依 IPCC 2006, Table 11.2 中的 R_{BG-BIO} 乘上地上部生質總量與作物產量的比例(即 $R_{AG(T)} = [(AG_{DM(T)} \cdot 1000+作物)/作物]$來計算 $R_{BG(T)}$ (IPCC 2006, 第 11 章)，(也可依 IPCC 2006, Table 11.2 中的資訊計算 AG)。

$N_{BG(T)}$：作物 T 地下部殘體的氮含量，kg N (kg DM)$^{-1}$ (IPCC 2006, Table 11.2，第 11 章)

T：作物或牧草種類

由於許多作物的產量統計數據可能為乾重或鮮重，在適用條件下可透過校正係數來估算乾物質重產量($Crop_{(T)}$) (方程式 4.7)，依不同國家的標準，產量報告需使用的合適的校正係數，或者也可以使用 IPCC 2006, Table 11.2 乾物質含量的預設值(IPCC 2006，第 11 章)。

$$Crop_{(T)} = Yield\ Fresh_{(T)} \cdot DRY$$

(方程式 4.7 (改編 Eq. 11.7 IPCC 2006，第 11 章))

其中，

$Crop_{(T)}$：作物 T 收穫之乾物質重，kg DM ha^{-1}

Yield $Fresh_{(T)}$：作物 T 年收穫量之鮮重，kg fresh weight ha^{-1}

DRY：作物 T 收穫的乾物質分率，kg DM (kg fresh weight)$^{-1}$

無機氮的礦化，來自於土地利用變化或管理措施所損失礦質土之土壤有機碳儲量 (F_{SOM})

F_{SOM} 是指因土地利用變化或管理措施造成礦質土有機碳損失而礦化的氮量。土地利用的變化和各種管理措施都會影響土壤有機碳儲量，有機碳和氮在土壤有機質中相關密切，如果土壤碳因土地利用或管理措施改變而氧化損失，則這種損失常伴隨著氮的礦化，發生土壤碳損失的地點氮的礦化，可被視為轉變為氧化亞氮的額外有效的氮源，例如，從作物殘體分解中釋放的無機氮作為氮源。土壤有機質損失產生的無機氮與在農地施用肥料和有機氮所使用的排放係數(EF_1)相同。

在任何情況下所發生的土壤碳損失，可以第二層級方法來計算是經由氮礦化所造成氮的釋放，如下所示。

估算礦化過程中氮供給變化的計算步驟

第 1 步：

使用方程式 7.1 計算該地區在整個盤點期內，土壤碳儲量($\Delta C_{Mineral,\,LU}$)的年均損失，使用第 1 層級方法，對所有土地利用和管理系統，$\Delta C_{Mineral,\,LU}$ 為單一數值。使用第 2 層級方法，則依個別土地利用和/或管理系統，有各自的 $\Delta C_{Mineral,\,LU}$ 數值。

第 2 步：

使用方程式 4.8 估算因土壤碳的損失而礦化的氮(F_{SOM})：

$$F_{SOM} = \sum_{LU}\left[\left(\Delta C_{Mineral,LU}\cdot\frac{1}{R}\right)\cdot 1000\right]$$

(方程式 4.8 (改編 Eq. 11.8 IPCC 2006，第 11 章))
來自土地利用或管理改變，因土壤碳損失導致礦質土的氮礦化(第 2 層級)

其中，

F_{SOM}：土地利用或管理變化，因礦質土碳損失而導致之淨年氮礦化量，kg N

$C_{Mineral,\,LU}$：每種土地利用類型(LU)的年均土壤碳損失, t C。使用第 2 層級方法，依個別土地利用和/或管理系統有各自的 $\Delta C_{Mineral,\,LU}$ 數值。

R：土壤有機質的碳氮比。在缺乏該區域更具體的數據情況下，從林地或草原到農田的土地利用變化的情況下，碳氮比的預設值為 15(不確定範圍為 10-30)；維持農地僅管理有所變化的情況下，預設 R 值為 10(範圍從 8-15)，碳氮比會隨著時間、土地利用或管理措施而變化。

LU：土地利用和/或管理系統類型。

第 3 步：

針對第 2 層級方法，F_{SOM} 由總和所有土地利用和/或管理系統類型(LU)得之。使用經分類土地面積上特定的碳氮比數據(如果可以取得)以及碳變化數據也是一種好的做法。

A2.3.2 氧化亞氮間接排放

除了從人為管理土壤中直接排放氧化亞氮的直接途徑(即直接從施氮的土壤排放)外，氧化亞氮的排放也透過兩條間接途徑。第一個途徑是氮以氨和氮氧化物的型式揮失，以及這些氣體及其產物，如銨離子和硝酸根離子，沉積到土壤和湖泊及其他水域的表面。產生氨和氮氧化物的來源不僅限於農業肥料和廄肥，還包括燃燒化石燃料和生物質，因此這些過程導致氧化亞氮排放的方式，與農業上施用合成和有機氮肥，和/或放牧動物的尿液和糞便沉積(排放)後，衍生的氨和氮氧化物所產生的方式非常類似。

第二種途徑來自合成和有機質肥料添加、作物殘體、因土地利用/覆蓋物變化或管理措施損失土壤有機碳相關的氮礦化，以及放牧動物的尿液和糞便沉積的氮之淋洗和徑流。土壤的無機氮主要是以硝酸根離子形式存在，其可透通過陸上水分流動(徑流)和/或土壤大孔隙或管溝水的運輸，來略過土壤/植物系統中的生物滯留機制。當土壤硝酸根離子含量超過生物需求，例如在牛尿斑下，過多的滲出物會在土壤剖面淋洗。本章開頭描述的硝化和脫氮作用，將部分銨離子和硝酸根離子轉變為氧化亞氮的過程，可能發生在施用氮肥的地下水中、排水或徑流的匯集地帶、或地上排水最終流入的溝渠、溪流、河流和河口(及其沉積物)中。

本章所描述的方法，說明下列間接排放氧化亞氮的氮源，來自於人為所管理的土壤因農業活動所輸入的氮：

- 合成氮肥(F_{SN})：尿素、硝酸鈣銨、硫酸銨、硝酸銨等
- 作為肥料的有機氮(F_{ON})：例如，廄肥/糞

水、堆肥、污水污泥、動物組織加工之廢棄物和其他肥料之有機改良劑

- 放牧動物沉積(排放)在牧場、草原和圍場上的尿液和糞便氮(F_{PRP})
- 作物殘體(地上和地下)的氮，包括固氮作物和牧草/牧場更新返回土壤的氮(F_{CR})
- 礦質土因土地利用或管理改變，氮的礦化與有機質損失有關(F_{SOM})

方法選擇

第1層級

揮失，$N_2O_{(ATD)}$：

由管理過土壤揮失至大氣後，再沉降的氮所產生的氧化亞氮排放量，可使用方程式4.9來估算：

$$N_2O_{(ATD)}\text{-N} = \left[\left(F_{SN} \cdot Frac_{GASF}\right) + \left(\left(F_{ON} + F_{PRP}\right) \cdot Frac_{GASM}\right)\right] \cdot EF_4$$

(方程式4.9 (改編Eq. 11.9 IPCC 2006，第11章))
管理土壤的氮揮失至大氣後，再沉降的氮所產生之氧化亞氮(第1層級)

其中，

$N_2O_{(ATD)}$-N：每年從管理土壤造成氮揮失到大氣後，再沉降的氮所產生的N_2O-N含量，kg N_2O-N yr^{-1}

F_{SN}：合成肥料氮年施用於土壤的量，kg N yr^{-1}

$Frac_{GASF}$：施用合成肥料氮以氨和氮氧化物揮失的比例，kg $N_{揮失}$ (kg $N_{施用}$)$^{-1}$

F_{ON}：年添加於土壤的廄肥、堆肥、污水污泥和其他有機氮的量，kg N yr^{-1}

F_{PRP}：每年放牧動物在牧場、草原和圍場上沉積(排放)的尿液和糞便氮含量，kg N yr^{-1}

$Frac_{GASM}$：施用有機氮肥(F_{ON})與放牧動物沉積(排放)的尿液和糞便氮(F_{PRP})以氨及氮氧化物形式揮失的比例，kg $N_{揮失}$ (kg $N_{施用/或沉積}$)$^{-1}$

EF_4：土壤和水面上沉積的大氣氮所產生氧化亞氮的排放係數，kg N-N_2O (kg NH_3-N+NO_x-$N_{揮失}$)$^{-1}$

報告應利用以下算式將$N_2O_{(ATD)}$-N排放轉換氧化亞氮排放：$N_2O_{(ATD)}$= $N_2O_{(ATD)}$-N× 44/28

淋洗/徑流，$N_2O_{(L)}$：

使用方程式4.10發生估算淋洗和徑流區域內因淋洗和徑流的氧化亞氮排放量：

$$N_2O_{(L)} - \text{N} = \left(F_{SN} + F_{ON} + F_{PRP} + F_{CR} + F_{SOM}\right) \cdot Frac_{LEACH-(H)} \cdot EF_5$$

(方程式4.10 (改編Eq. 11.10 IPCC 2006，第11章))
來自於發生淋洗/徑流區域內管理土壤淋洗/徑流的氮(第1層級)

其中，

$N_2O_{(L)}$-N：每年氮添加於發生淋洗/徑流地區內之管理土壤，因淋洗/徑流所產生的N_2O-N含量，kg N_2O-N yr^{-1}

F_{SN}：每年施用合成氮肥於發生淋洗/徑流區域內之土壤，kg N yr^{-1}

F_{ON}：每年施用廄肥、堆肥、污水污泥和其他有機氮於淋洗/徑流區域內土壤的量，kg N yr^{-1}

F_{PRP}：每年放牧動物沉積(排放)在發生淋洗/徑流區域的尿液和糞便氮量，kg N yr^{-1} (方程式4.5)

F_{CR}：作物殘體(地上和地下)，包括固氮作物，以及來自牧草/牧場，每年更新回歸於淋洗/徑流區域內土壤的氮量，kg N yr^{-1}

F_{SOM}：因土地利用或管理的改變，發生淋洗/徑流區域內，與礦質土中有機質損失碳有關的年氮礦化量，kg N yr^{-1}(方程式4.8)。

$Frac_{LEACH-(H)}$：在發生淋洗/徑流區域內管理土壤，添加總氮量/礦化後並淋洗和徑流而所損失氮量的比例，kg N (kg $N_{添加}$)$^{-1}$

EF_5：氮淋洗和徑流產生的氧化亞氮排放的排放係數，kg N_2O-N (kg $N_{淋洗和徑流}$)$^{-1}$

為利於報告，$N_2O_{(L)}$-N排放透過以下算式進行轉換成$N_2O_{(L)}$排放：$N_2O_{(L)} = N_2O_{(L)}$-N×44/28。

第2層級

如果有更詳細的排放、揮失或淋洗係數可進一步將方程式的項目予以拆解，例如，在不同條件i下，施用合成肥料(F_{SN})時，若可使用特定的揮失i係數，則方程式4.11將可擴展為：

$$N_2O_{(ATD)}\text{-}N = \left\{\sum_i \left(F_{SN_i} \cdot Frac_{GASF_i}\right) + \left[(F_{ON} + F_{PRP}) \cdot Frac_{GASM}\right]\right\} \cdot EF_4$$

(方程式4.11 (改編Eq. 11.11 IPCC 2006，第11章))
管理土壤的氮揮失至大氣後,再沉降的氮所產生之氧化亞氮(第2層級)

其中，

$N_2O_{(ATD)}$-N：每年從管理土壤揮失到大氣再沉降的氮所產生的N_2O-N含量，kg N_2O-N yr^{-1}

F_{SNi}：在不同i狀況下，合成肥料氮年施用於土壤的量，kg N yr^{-1}

$Frac_{GASFi}$：在不同i狀況下，合成肥料氮以氨和氮氧化物揮失的比例，kg $N_{揮失}$ (kg $N_{施用}$)$^{-1}$

F_{ON}：每年施用於土壤的廄肥、堆肥、污水污泥和其他有機氮量，kg N yr^{-1}

F_{PRP}：每年放牧動物在牧場、草原和圍場上沉積的尿液和糞便氮含量，kg N yr^{-1}

$Frac_{GASM}$：施用有機氮肥(F_{ON})與放牧動物沉積(排放)的尿液和糞便氮(F_{PRP})，以氨及氮氧化物形式揮失的比例，kg $N_{揮失}$ (kg $N_{施用/沉積}$)$^{-1}$

EF_4：大氣沉降於土壤和水面上的氮所產生氧化亞氮排放的排放係數，kg N-N_2O (kg NH_3-N + NO_x-$N_{揮失}$)$^{-1}$

為利於報告，將$N_2O_{(ATD)}$-N排放轉換為$N_2O_{(ATD)}$排放：$N_2O_{(ATD)} = N_2O_{(ATD)}$-N× 44/28

第3層級

第3層級方法是模式模擬或測量方法。模式的優點是因為它們可將與排放的有關的變因和排放量(大小)做一關聯，當無法實測時，此關係可以被使用來預測整個國家或地區的排放量。

排放、揮失和淋洗係數的選擇

估算氧化亞氮間接排放量的方法包括兩個排放係數：與揮失和再沉降氮相關的排放係數(EF_4)，與淋洗/徑流損失的氮相關的排放係數(EF_5)，本方法還需要經揮失($Frac_{GASF}$和$Frac_{GASM}$)或淋洗/徑流($Frac_{LEACH-(H)}$)而損失氮比例的數值，所有這些係數的預設值如表A2.2。注意在第1層級方法中，對於潮濕地區或使用灌溉(滴灌除外)的乾旱地區，其$Frac_{LEACH-(H)}$預設值為0.30。對於乾旱地區，一年中大部分時間降雨量低於蒸散量，並且不太可能發生淋洗，所有這些係數的預設值如表A2.2所示。

表 A2.2｜來自於管理土壤排放、揮失和淋洗之氧化亞氮間接排放係數的預設值(摘錄自IPCC 2006, Table11.1，第 11 章)。

排放係數	預設值	不確定範圍
EF_4：用於氮揮失及再沉降，kg N-N_2O (kg NH_3-N +NO_x-$N_{揮失}$)$^{-1}$	0.010	0.002-0.05
EF_5：用於淋洗/徑流，kg N_2O-N (kg $N_{淋洗和徑流}$)$^{-1}$	0.0075	0.0005-0.025
$Frac_{GASF}$：用於合成肥料的揮失，(kg NH_3-N +NO_x-N) (kg $N_{施用}$)$^{-1}$	0.10	0.03-0.3
$Frac_{GASM}$：來自於所有有機質肥料之施用，與放牧動物沉積(排放)的尿液和糞便之揮散，(kg NH_3-N +NO_x-N) (kg $N_{施用/沉積}$)$^{-1}$	0.20	0.05-0.5
$Frac_{LEACH-(H)}$：用於氮損失來自於總雨季雨量與相同季節總PE之差大於土壤容水量的區域之淋洗/徑流，或使用灌溉(滴灌除外)的區域，kg N (kg $N_{放牧動物的添加/沉積}$)$^{-1}$	0.30	0.1-0.8

活動數據的選擇：

為了估算管理土壤中氧化亞氮間接排放來自於各種不同氮的添加，需要估算F_{SN}、F_{ON}、F_{PRP}、F_{CR}、F_{SOM}參數。

施用合成肥料(F_{SN})：

F_{SN}是指每年合成肥料氮施用於土壤的量。請參閱土壤管理氧化亞氮直接排放的活動數據章節以取得F_{SN}的數值。

施用有機氮肥(F_{ON})：

F_{ON}是指有意地將有機氮肥資材施用於土壤的量。請參閱土壤管理氧化亞氮直接排放的活動數據章節，並取得F_{ON}的數值

放牧動物的尿液和糞便(F_{PRP})：

F_{PRP}是指放牧動物在牧場、草原和圍場上沉積(排放)在土壤的氮含量。請參閱土壤管理氧化亞氮直接排放的活動數據章節，並取得F_{PRP}的數值。

作物殘體氮，包括固氮作物和飼料/牧場更新返回土壤的氮(F_{CR})：

F_{CR}是指每年返回土壤的作物殘體(地上和地下)的氮量，包括固氮的作物，它還包括來自牧草/牧場更新期間，固氮和非固氮牧草的礦化。請參閱土壤管理氧化亞氮直接排放的活動數據章節，並取得F_{CR}的數值。

礦質土中有機碳儲量損失導致氮的礦化(F_{SOM})：

F_{SOM}是指礦質土因土地利用改變或管理措施使土壤有機碳損失而礦化的氮含量。請參閱土壤管理中氧化亞氮直接排放的活動數據章節，並取得F_{SOM}的數值。

A2.3.3 石灰的二氧化碳排放

土壤管理系統常以石灰提高土壤酸鹼度並改善植物生長，特別是農田和森林管理。以石灰形式添加至土壤，如碳酸鈣($CaCO_3$)或白雲石($CaMg(CO_3)_2$)，當碳酸鹽溶解時會釋放碳酸氫根離子($2\ HCO_3^-$)，進而分解成二氧化碳和水，導致二氧化碳排放。

方法選擇

第1層級

土壤中添加碳酸鹽石灰所造成二氧化碳排放量可以用方程式4.12估算：

$$CO_2\text{-C Emission} = \left(M_{Limestone} \cdot EF_{Limestone}\right) + \left(M_{Dolomite} \cdot EF_{Dolomite}\right)$$

(方程式4.12 (改編Eq. 11.12 IPCC 2006，第11章))

每年因石灰施用導致二氧化碳排放

其中，

CO_2-C Emission：施用石灰產生的碳年排放量，t C yr^{-1}

M：石灰石($CaCO_3$)或白雲石($CaMg(CO_3)_2$)的年施用量，t yr^{-1}

EF：排放係數，t C t^{-1} limestone/dolomite

計算的程序步驟：

估算石灰CO_2-C排放量的步驟如下：

第1步：

估算每年在該國土壤中施用含碳酸鹽的石灰總量(M)，區分石灰石和白雲石。

第2步：

石灰石跟白雲石的排放係數(EF)分別為0.12及0.13，此排放係數即為這些材料的碳酸鹽之碳含量($CaCO_3$為12%，$CaMg(CO_3)_2$為13%)。

第3步：

將石灰石和白雲石的總施用量乘以各自的排放係數，並加總兩個數值，得到CO_2-C總排放量。

將CO_2-C排放量乘以44/12換算為二氧化碳排放量。

第2層級

第2層級清冊也使用方程式4.12及與第1層級相同的程序步驟，但代入特定國家的數據來得出排放係數(EF)。總體而言，石灰產生的二氧化碳排放量應小於第1層級方法的估算值，因為第1級方法假設當年所施用石灰的碳將會全部以二氧化碳釋出，然而排放量可能小於使用第1層級方法估算的原因，在於石灰施用後排放的二氧化碳不僅受到地點，也會受到溶解的無機碳由河流和湖泊向海洋傳輸的影響。可以使用第2層級方法的排放係數來確切地估算排放量。

排放係數的選擇：

第1層級

石灰石和白雲石的預設排放係數(EF)分別為0.12和0.13。

第2層級

利用各國家特定的數據所導出的排放係數，可區分不同石灰成分來源的數據得出個別的排放係數；因不同的來源、不同的碳酸鹽石灰資材(石灰石以及其他來源，如泥灰岩和貝殼沉積物)的碳含量和整體純度有所不同，故每個資材會基於其碳含量的差異會有各自獨特的排放係數。除了含水鈣、鎂和無機碳的傳輸知識外，如果有足夠的數據和對無機碳轉變的瞭解，則可以得出各個國家特殊石灰資材排放係數。在製作報告中記錄國家的資訊來源及使用導出排放係數的方法，是一種良好做法。

A2.3.4 尿素施肥產生的二氧化碳排放量

施用尿素到土壤中會導致在工業生產過程所固定碳以二氧化碳形式損失。尿素($CO(NH_2)_2$)在水和脲酶的存在下，轉變為銨(NH_4^+)、氫氧根離子(OH^-)和碳酸氫根離子(HCO_3^-)。

方法選擇

第1層級

施用尿素肥產生的二氧化碳排放量可以用方程式4.13估算：

$$CO_2\text{-C Emission} = M \times EF$$

(方程式4.13 (改編Eq. 11.13 IPCC 2006，第11章))
尿素施用每年產生的二氧化碳排放量

其中，

CO_2–C Emission：施用尿素產生的碳年排放量，t C yr^{-1}

M：尿素肥的年施用量，t yr^{-1}

EF：排放係數，t C t^{-1} urea

計算程序步驟：

估算尿素的CO_2–C排放量的步驟如下：

第1步：

估計每年施用於農場土壤中的尿素總量(M)。

第2步：

尿素的排放係數(EF)以0.20帶入計算，此值等於尿素的碳含量(按原子量為基準計算，$CO(NH_2)_2$為20%)，此估算約有0.20± 50%的不確定性。

第3步：

根據所施用尿素量和排放係數的乘積估算CO_2–C總排放量，將CO_2–C排放量乘以44/12換算為二氧化碳。尿素通常與其他含氮肥料聯合施用，特別是在溶液中，因此有必要計算肥料溶液中尿素的比例；若其比例未知，最好假設整個溶液是尿素，以避免低估來自尿素的二氧化碳排放量。

第2層級

第2層級也使用第1層級方法使用的方程式4.12與程序步驟來估算，但併入國家特定的資訊來估算排放係數(EF)。

排放係數的選擇

第1層級

施用尿素產生碳排放的預設排放係數(EF)為0.20。

第2層級

與石灰一樣，尿素中的碳可能不會在施用的那一年全部以二氧化碳形式排放，如果有足夠的數據和對無機碳轉變的知識，就可以推算出該國特定的排放係數。

A2.3.5 畜禽排放

畜禽生產可因腸道發酵產生甲烷排放，以及來自於廄肥管理系統的甲烷和氧化亞氮排放。在許多國家，牛隻因畜養數量眾多及其反芻消化系統中高的甲烷排放率，故其為甲烷的主要排放來源，而廄肥管理產生的甲烷排放量，往往小於腸道發酵的所排放量，在廄肥管理系統中最大的排放來源與封閉的動物管理操作有關，其中廄肥是以液相為基礎的系統中處理。廄肥管理之產生的氧化亞氮排放量依管理系統類型而有所不同，且在處理過程中可能產生氮的損失而導致間接排放。

估算畜禽所造成甲烷排放量的方法，需要定義畜禽子類別、每年族群數，以及更高層級的估算方法還須考慮到畜禽的攝食和特性：

- 甲烷排放來自於腸道發酵；
- 畜牧場廄肥管理(糞便蒐集、處理和儲存)排放的甲烷；
- 氧化亞氮排放來自於畜牧場廄肥管理，以及直接和間接來自於以糞便作為土壤有機改良劑(如前所述)之管理土壤。

畜禽族群和飼料特性

定義畜禽類別和子類別的步驟

步驟如下：

- 確定每個排放源類型的畜禽物種：首先須列出造成至少一個排放源類型的畜

禽物種，這些典型的物種為：牛、水牛、綿羊、山羊、豬、馬、駱駝、騾子/驢和家禽。

- 審視每個相關排放源類型的估算方法：確定腸道發酵此排放源類型內，每個畜禽物種對的排放估算方法。
- 確定每個畜禽物種詳細的特性：根據每個排放源類型下各物種的評估，確定每個物種的詳細特性，有助於估算不同物種的排放。

方法選擇

第1層級：畜禽族群的基本特性：

對於大多數農場之動物種類來說，第一級方法的基本特徵就可能足以進行估算，蒐集以下畜禽特性數據來協助排放量的估算，是一種很好的做法：

畜禽種類和類別：

假如排放源類型與該農場有關，可完整列出農場內所有畜禽族群的預設排放係數(例如：酪牛、其他牛種、水牛、綿羊、山羊、駱駝、羊駝、鹿、馬、兔子、騾子和驢、豬和家禽)，若數據可取得，須使用詳細的排放源類型。

第2層級：強化畜禽族群的特性

第2層級畜禽特性需要以下詳細資訊：

- 畜禽子類別的定義；
- 子類別的畜禽族群數量，考慮依據第1層級方法估算每年族群數；
- 每個子類別中典型動物的攝食量估算。

畜禽族群子類別以性質相對一致的動物進行分類。透過將族群劃分為這些子類別，可以反映出各國家整個畜禽族群中年齡結構和動物表現差異。第2層級之特性方法學，依動物、動物生產力、飼料品質和管理環境來估算更準確的攝食量，進而可使用其來估算腸道發酵的甲烷產出量。

畜禽子類別的定義

根據年齡、生產類型和性別，將每種物種的畜禽族群分類為子類別，是一種很好的做法。

以代表性方法劃分出的畜禽類別如表A2.3所示，也可能進一步劃分為其他子類別：

- 牛和水牛族群須至少分為三個主要子類別：成年酪牛、其他成熟和成長中的牛。根據排放估算方法的詳細程度，可以根據動物或飼料特性對子類別進行進一步分類，例如，成長中/肉牛可再細分為餵食高穀物飼料並飼養在乾地上的牛隻，與只在牧場上放養牛隻。
- 用於牛和水牛的細分方法，也可用於綿羊族群將具相對一致特性者進行分類，例如成長期的羔羊可分為在牧場放養的羔羊，與在飼養場圈養的羔羊，同樣的方法也適用於山羊群。
- 豬的子類別可以依生產條件劃分，例如，成長期的豬可以細分為在集約化生產設施中飼養的豬，與野放條件下生長的豬。

表 A2.3｜代表性畜禽類別(改編自 IPCC 2006, Table 10.1，第 10 章)。

主類別	子類別
成年產乳之母牛或水牛	• 至少產犢一次且主要用於產奶的高產酪牛 • 至少產犢一次且主要用於產奶的低產酪牛
其他成年牛或不產乳之水牛	雌性： • 產出肉品的母牛 • 多種產出目的的母牛：牛奶、肉品、馱畜 雄性： • 育種的公牛 • 提供勞動的馱畜
成長期牛或水牛	• 未斷奶犢牛 • 替代奶牛小母牛 • 已斷奶之成長期/停滯期牛或水牛 • 畜牧場飼養的牛，其日糧含有>90%濃縮物
成熟的母羊	• 生產後代和產羊毛的母羊 • 以商業產奶為主要目的的母羊
其他成年綿羊(>1年)	• 不建議進一步設定子分類
成長期羔羊	• 雄性 • 閹割雄性 • 雌性

對於每個代表性動物類別劃分，需要以下資訊：

- 年均族群數(畜禽數量)；
- 每日平均攝食量(MJ day^{-1}和/或kg DM day^{-1})；
- 甲烷轉化係數(飼料能量轉化為甲烷的百分比)。

一般而言日均攝食量的數據極為缺乏，特別是放牧畜禽的數據。因此須蒐集以下數據來估算每個代表性動物類別的攝食量：

- 重量(kg)；
- 每日平均體重增加(kg)；
- 飼養情況(密閉、放牧)和牧場條件；
- 每天的產乳量(kg day^{-1})和脂肪含量(%)；
- 每天平均工作量(hr day^{-1})；
- 一年內分娩的雌性百分比；
- 羊毛生長；
- 後代的數量；
- 飼料消化率(%)。

攝食量估算

第2層級排放估算需要每個代表性動物子類別的攝食量數據。攝食量通常以總能量(MJ day^{-1})或乾物質(kg day^{-1})來衡量。乾物質是根據消耗的每日糧食水分校正後的重量(kg)。例如，食用10公斤食物，其中乾物質佔70%，乾物質攝入量為7公斤。本小節介紹可用於估算牛、水牛和綿羊攝食量的數據要求和方程式。其他物種的攝食量可利用相似特定的國家方法進行估算。對於所有估算的攝食量，良好做法是：

- 蒐集數據以描述動物在每個子類別中的典型飲食和表現；
- 依每個子類別的動物表現和飲食數據估算攝食量。在某些情況下，可以依季節採用不同方程式進行估算，如下：畜禽的體重依季節有增減。
- 每個動物子類別需要以下動物表現數據來估算子類別的攝食量：
- 體重(W, kg)：須蒐集每個動物子類別的活體重量數據。將活體重量數據與屠宰重量數據進行比較，來評估活體重量數據是否能代表農場狀況的交叉檢查。但是，屠宰重量數據不能代替活體重量數據，因為它無法解釋動物的完整重量。此外應注意的是，活體重量和屠宰重量之間的關係因品種和身體狀況而異。

對於牛、水牛和成年綿羊，需要每個動物類別(例如，成熟肉牛)的年平均體重。對於羔羊，其出生時、斷奶時、一歲或屠宰時(如果屠宰發生在一年內)皆需要紀錄其各時期的體重。

- 每天平均增加體重(WG, kg day^{-1})：飼養場動物和幼年成長中動物的平均體重增加數據。一般認為成年動物一整年淨體重沒有增減；通常成年動物在旱季或極端溫度環境其體重常會下降，並在下一個季節體重增加。這種體重變化影響排放量增加的可能性很小；因體重減輕而下降的攝食量和排放量，也會與因增加體重增加攝食量和排放量，兩者相抵而達平衡。
- 成體體重(MW, kg)：需要已分組的成體動物體重來確認生長模式，包括生長所需的飼料和能量，因成體體重通常被認為是骨骼發育完成的體重。成體體重的估算通常可從畜禽專家和生產者獲得。
- 每天平均工作時數：對於役用動物須確定每天平均工作時數。
- 餵養狀況：必須使用表A2.4的定義來準確地代表動物子類別的餵養狀況。如果餵養狀況定義模糊，則應詳細描述餵養狀況。當計算腸道發酵排放量時會需要這些詳細的資訊，因為餵養狀況間的插值可能被用來分配最合適的係數。

對於放牧場的牛和其他反芻動物，其飼料的消化率約為55-75%；若放牧場的牧草品質不佳，則消化率為45-55%。

平均每日產奶量(kg day^{-1})：

這些數據適用於產乳母羊、奶牛和產乳水牛。平均日產量為年總產量除以365天來計算，或記為日均產量以及每年的哺乳天數，或使用季節性產量除以該季節的天數來計算。如果使用季節性產量數據，則必須計算該季節的排放係數。

- 脂肪含量(%)：產乳的奶牛、水牛和綿羊所生產的牛/羊奶平均脂肪含量。
- 每年分娩的雌性百分比：這僅用於成年的牛、水牛和綿羊。
- 每年生產的後代數量：這與每年多胎的雌性畜禽(例如母羊)有關。
- 飼料消化率(DE, %)：飼料中未以糞便排出的總能量(GE)部分稱為可消化飼料。飼料消化率通常表示為GE或TDN(總可消化營養)的百分比(%)。未消化的飼料百分比為以糞便形式排出的乾物質攝取量百分比。畜禽類別和飲食類型的典型消化率數值列於表A2.4做為參考指南。反芻動物在作物殘體和草場的飼料消化率一般為45-55%，而在保存完好的牧草和穀物補充飼料為基礎飼料的牧場其飼料消化率為55-75%；在飼養場所餵養每日糧食所含的穀物比例為75-85%。

每日糧食消化率的變化是影響估算動物所需飼料主要因素，進而與甲烷排放和糞便排泄量有關；而消化率、攝取量和生長也是息息相關。低消化率會導致進食量下降，從而減緩生長；反之，高消化率的飼料通常會導致提高攝食量和促進生長。因DE所造成10%誤差將甲烷排放估算值範圍放大至12-20%；而在估算糞便排泄(揮發性固體)所造成的甲烷排放其範圍則擴大到20-45%。消化率數據應依據畜禽在不同季節變化的飼料攝食量作計算。一般來說，對食用牧草的消化率會隨動物成長而降低，在旱季的消化率也會最低。因消化率差異很大，應儘可能從當地科學數據中獲得消化係數。飼料中粗蛋白的濃度也可用於估算氮排泄的過程。

每隻羊的年平均產毛量(kg day^{-1})：

依羊毛生產量(乾燥後但在沖刷或其他化學處理之前)來估計分配給羊毛生產的能量。

總耗能計算

依動物表現和攝食數據計算可維持動物生長、哺乳和懷孕等活動所需的能量(MJ/day)並估算其攝食量。對使用特定國家方法且依據可靠的動物表現數據來估算攝食量的庫存盤點者來說，使用國家方法是良好做法。以下提供了牛，水牛和羊等主要反芻動物類別的總能量攝食量估算的方法。

維護淨能量：

NE_m是維護所需的淨能量，即保持動物平衡所需的能量，使其身體能量不匱乏也不多餘。

$$NE_m = Cf_i \cdot (Weight)^{0.75}$$

方程式4.14 (改編Eq. 10.3 IPCC 2006，第10章)
總耗能計算-維護淨能量(針對牛、水牛及綿羊)

其中，

NE_m：維護動物所需的淨能量，MJ day^{-1}

Cf_i：依不同動物類別會有不同數值的係數，如表A2.4所示(計算NE_m的係數)，MJ day^{-1} kg^{-1}

Weight：動物活體重量，kg

表 A2.4｜維護淨能量(NE_m)的係數。(改編自 IPCC 2006, Table 10.4，第 10 章)。

動物種類	維護淨能量係數(Cf_i, MJ day^{-1}kg^{-1})	備註
牛/水牛(不產乳)	0.322	
牛/水牛(產乳)	0.386	在產乳時此數值會多20%
牛/水牛(雄性)	0.370	正常雄性的數值會多15%
綿羊(出生不滿一年)	0.236	正常雄性的數值會多 15%
綿羊(出生一年以上)	0.217	正常雄性的數值會多 15%

活動淨能量：

NE_a是活動的淨能量，動物獲得食物、水和住所所需的能量。它依動物進食情況進行計算而不是飼料的特性。牛和水牛的NE_a的估算方程式與針對綿羊的估算方程式不同。而這兩個方程式都是以經驗數據推算得之，其係數C_a的數值也不同。

$$NE_a = C_a \cdot NE_m$$

方程式4.14b (改編Eq. 10.4 IPCC 2006，第10章)
總耗能計算-活動淨能量(針對牛和水牛)

其中：

NE_a：動物活動的淨能量，MJ day^{-1}

C_a：與動物進食情況相對應的係數(表A2.5)

NE_m：維持動物所需的淨能量(方程式4.14)，MJ day^{-1}

對於方程式4.13和4.14，係數C_a對應於前面描述的代表性動物餵養情況。C_a的數值如表A2.5所示。在一年中如果有混合多種餵養情況，則須相應地對NE_a進行加權。

表 A2.5｜對應於動物進食情況的活動係數。(改編自 IPCC 2006，Table 10.5，第 10 章)。

餵養狀況	定義	活動係數(C_a)
	牛和水牛(C_a的單位為無因次)	
畜舍	動物被限制在一個小區域(拴住、圍欄、穀倉)，消耗很少幾乎沒有的能量來獲得飼料。	0.00
牧場	動物被限制在飼料充足的地區，需要消耗適度的能量才能獲得飼料。	0.17
大面積放牧	動物在開闊的土地或丘陵地形中吃草，並消耗大量能量來獲得飼料。	0.36
	綿羊(C_a, MJ d^{-1} kg^{-1})	
圈養的母羊	因妊娠晚期(50天)而被限制活動。	0.0090
平地牧場放牧	動物每天行走超過1公里，消耗很少的能量來獲取飼料。	0.0107
丘陵地牧場放牧	動物每天行走超過5公里，消耗大量能量來獲取飼料。	0.0240
圈養的育肥羊	飼養的目的是育肥。	0.0067

生長淨能量：

$$NE_a = C_a \cdot (\text{Weight})$$

方程式4.15 (改編Eq. 10.5 IPCC 2006，第10章)
總耗能計算-活動淨能量(針對綿羊)

其中，

NE_a：動物活動的淨能量，MJ day^{-1}

C_a：與動物進食情況相對應的係數(表A2.5)，MJ d^{-1} kg^{-1}

Weight：動物活體重量，kg

NE_g是生長(即體重增加)所需的淨能量，由方程式4.16計算。從卡對焦耳的換算常數以及活體到萎縮和空腹重的常數已被納入方程式。

$$NE_g = 22.02 \cdot (BW/C \cdot MW)^{0.75} \cdot WG^{1.097}$$

方程式4.16 (改編Eq. 10.6 IPCC 2006，第10章)
總耗能計算-生長淨能量(針對牛和水牛)

其中，

NE_g：生長所需的淨能量，MJ day^{-1}

BW：族群中動物的平均活體重量，kg

C：係數，雌性為0.8，閹割雄性為1.0，公牛為1.2

MW：中等身材成年動物的活體重量，kg

WG：族群中動物的平均每日增加的體重，kg day^{-1}

$$NE_g = \frac{WG_{lamb} \cdot [a + 0.5b(BW_i + BW_f)]}{365}$$

方程式4.17 (改編Eq. 10.7 IPCC 2006，第10章)
總耗能計算-生長淨能量(針對綿羊)

其中，

NE_g：生長所需的淨能量，MJ day^{-1}

WG_{lamb}：增加的體重($BW_f - BW_i$)，kg yr^{-1}

BW_i：斷奶時的活體重量，kg

BW_f：1歲時活體重量或在1歲之前屠宰時的活體重量，kg

a, b：表A2.6中描述的常數

表 A2.6｜用於計算綿羊 NE_g 的常數。(改編自 IPCC 2006, Table 10.6，第 10 章)。

動物種類/類別	a (MJ kg^{-1})	b (MJ kg^{-1})
雄性	2.5	0.35
閹割雄性	4.4	0.32
雌性	2.1	0.45

哺乳期淨能量：

NE_l是哺乳期的淨能量。對於牛和水牛，哺乳期的淨能量表示為產奶量的函數，其脂肪含量以百分比表示(例如4%)。

$$NE_l = \text{Milk} \cdot (1.47 + 0.40 \cdot \text{Fat})$$

(方程式4.18 (改編Eq. 10.8 IPCC 2006，第10章))
總耗能計算-哺乳期淨能量(針對牛和水牛)

其中，

NE_l：哺乳期淨能量，MJ day^{-1}

Milk：產奶量，kg milk day^{-1}

Fat：牛奶的脂肪含量，%(w/w)

對於綿羊泌乳所需淨能量(NE_l)則有兩種的方法。第一種方法(方程式4.19)在已知羊奶產量時使用，第二種方法(方程式4.20)在未知羊奶產量時使用。一般來說，母羊是為商業產奶而飼養，但對於哺育幼崽到斷奶的母羊甚少。對於已知的羊奶產量，以年總產奶量除以365天估算日均產奶量(kg day^{-1})(方程式4.20)。當產奶量未知時，而為單胞胎，母羊產奶量約為羔羊體重增加的5倍。對於多胞胎，年總產奶量可以估算為一隻母羊所生的所有羔羊體重增加總和的五倍。日平均產奶量是由結果除以365天來估算，如方程式4.20所示。

$$NE_l = \text{Milk} \cdot EV_{milk}$$

(方程式4.19 (改編Eq. 10.9 IPCC 2006，第10章))
總耗能計算-哺乳期淨能量(針對已知羊奶產量)

其中，

NE_l：哺乳期淨能量，MJ day^{-1}

Milk：產奶量，kg milk day^{-1}

EV_{milk}：生產1公斤羊奶所需的淨能量。可以使用預設值4.6 MJ kg^{-1}，這相當於7%的重量乳脂含量

$$NE_l = \left[\frac{(5 \cdot WG_{wean})}{365}\right] \cdot EV_{milk}$$

(方程式4.20 (改編Eq. 10.10 IPCC 2006，第10章))
總耗能計算-哺乳期淨能量(針對未知羊奶產量)

其中，

NE_l：哺乳期淨能量，MJ day^{-1}

WG_{wean}：羔羊在出生和斷奶之間所增加的體重，kg

EV_{milk}：生產1公斤羊奶所需的淨能量，可以使用預設值4.6 MJ kg^{-1}

勞動淨能量：

NE_{work}是勞動的淨能量，用於估算牛和水牛的勞動所需的能量。動物的勞動程度會影響能量需求，因此估計了廣泛的能量需求。畜禽的正常勞動一小時大約消耗10%的每日維護淨能量(NE_m)。此數值將由下列方程式求得：

$$NE_{work} = 0.10 \cdot NE_m \cdot Hours$$

(方程式4.21 (改編Eq. 10.11 IPCC 2006，第10章))
總耗能計算-勞動淨能量(針對牛與水牛)

其中，

NE_{work}：勞動淨能量，MJ day^{-1}

NE_m：維護淨能量(方程式4.1)，MJ day^{-1}

Hours：每天工作小時數

羊毛生產淨能量：

NE_{wool}是綿羊生產一年羊毛所需的平均每日淨能量。NE_{wool}計算如下：

$$NE_{wool} = \left(\frac{EV_{wool} \cdot Production_{wool}}{365}\right)$$

(方程式4.22 (改編Eq. 10.12 IPCC 2006，第10章))
總耗能計算-羊毛生產淨能量(針對綿羊)

其中，

NE_{wool}：生產羊毛所需的淨能量，MJ day^{-1}

EV_{wool}：每公斤羊毛的能量(乾燥後稱重，沖刷前稱重)，MJ kg^{-1}。預設值24 MJ kg^{-1}。

$Production_{wool}$：每隻綿羊的羊毛年產量，kg yr^{-1}

妊娠淨能量：

NE_P是懷孕所需的淨能量。對於牛和水牛，281天妊娠期的總能量需平均在一整年計算，其佔NE_m的10%。對於綿羊在147天的妊娠期，其NE_P的能量估算值相近，雖然所占NE_m的比例隨出生的羔羊數量而變化(表A2.7，方程式4.23中用以計算NE_P的常數)。方程式4.23顯示如何計算：

$$NE_p = C_{pregnancy} \cdot NE_m$$

(方程式4.23 (改編Eq. 10.13 IPCC 2006，第10章))
總耗能計算-妊娠淨能量(針對牛、水牛及綿羊)

其中，

NE_P：懷孕所需的淨能量，MJ day^{-1}

$C_{pregnancy}$：妊娠係數(見表A2.7)

NE_m： 動物維持所需的淨能量(方程式4.1)，MJ day^{-1}

表 A2.7｜方程式 4.23 所需 NE_P 的常數。(改編自 IPCC 2006, Table 10.7，第 10 章)。

動物種類	妊娠係數($C_{pregnancy}$)
牛和水牛	0.10
綿羊	
單胞胎	0.077
雙胞胎	0.126
多胞胎	0.150

當使用NE_P計算牛和羊的總能量(GE)時，NE_P得依一年內懷孕過的成年雌性比例進行加權。例如，如果動物類別中有80%的成年雌性在一年內分娩過，那麼80%的NE_P值將用於下面的方程式4.27。

為了得到綿羊的確切妊娠係數，需要單胞胎、雙胞胎和多胞胎的母羊比例來估計妊娠係數的平均值。如果無法得到相關數據，則可以依下方方式計算係數：

- 如果一年出生的羔羊數量除以一年內懷孕的母羊數量小於或等於1.0，則可以使用單胞胎出生的係數。
- 如果一年出生的羔羊數量除以一年內懷孕的母羊數量超過1.0且小於2.0，則按如下方式計算係數：

$$C_{pregnancy} = [(0.126 \cdot \text{雙胞胎比例}) + (0.077 \cdot \text{單胞胎比例})]$$

(方程式4.24 (改編Eq. 10.14 IPCC 2006，第10章))
總耗能計算-妊娠淨能量(針對綿羊)

其中，

雙胞胎比例：[(出生的羔羊數/懷孕的母羊數)-1]

單胞胎比例：[1-雙胞胎比例]

飲食中可用於維持的淨能量(NE_m)與消耗的可消化能量之比例(REM)：

對於牛、水牛和綿羊可使用以下等式進行估算REM：

$$\text{REM} = \left\{1.23 - \left(4.092 \cdot 10^{-3} \cdot DE\%\right) + \left[1.126 \cdot 10^{-5} \cdot (DE\%)^2\right] - \left(\frac{25.4}{DE\%}\right)\right\}$$

(方程式4.25 (改編Eq. 10.14 IPCC 2006，第10章))
總耗能計算-飲食中可用於維持的淨能量與消耗的可消化能量之比

其中，

REM：飲食中可用於維持的淨能量與消耗的可消化能量之比。

DE%：用來消化的能量佔總能量之百分比

飲食中可用於生長的淨能量與消耗的可消化能量之比(REG)：

對於牛、水牛和綿羊，飲食中可用於生長(包括羊毛生長)的淨能量與消耗的可消化能量(REG)的比例使用以下方程式4.26進行估計：

$$\text{REG} = \left\{1.164 - \left(5.160 \cdot 10^{-3} \cdot DE\%\right) + \left[1.308 \cdot 10^{-5} \cdot (DE\%)^2\right] - \left(\frac{37.4}{DE\%}\right)\right\}$$

(方程式4.26 (改編Eq. 10.15 IPCC 2006，第10章))
總耗能計算-飲食中可用於生長的淨能量與消耗的可消化能量之比

其中，

REG：可用於飲食生長的淨能量與消耗的可消化能量之比

DE%：用來消化的能量佔總能量之百分比

總能量(GE)：

如方程式4.27所示，GE是依各個淨能量與能量使用特性推算得出。

$$GE = \left[\frac{\left(\frac{NE_m + NE_a + NE_l + NE_{work} + NE_p}{R_{EM}}\right) + \left(\frac{NE_g + NE_{wool}}{R_{EG}}\right)}{\frac{DE\%}{100}}\right]$$

(方程式4.27 (改編Eq. 10.16 IPCC 2006，第10章))
總能量

其中，

GE：總能量，MJ day^{-1}

NE_m：維護淨能量(方程式 4.14)，MJ day^{-1}

NE_a：活動淨能量(方程式 4.14b、4.15)，MJ day^{-1}

NE_l：哺乳期淨能量(方程式 4.18、4.19、4.20)，MJ day^{-1}

NE_{work}：勞動淨能量(方程式4.21)，MJ day^{-1}

NE_P：妊娠淨能量(方程式 4.23)，MJ day^{-1}

REM：飲食中可用於維持的淨能量與消耗的可消化能量之比(方程式 4.25)

NE_g：生長淨能量(方程式 4.16、4.17)，MJ day^{-1}

NE_{wool}：生產一年羊毛所需的淨能量(方程式 4.22)，MJ day^{-1}

REG：飲食中可用於生長的淨能量與消耗的可消化能量的比率(方程式4.26)

DE%：用來消化的能量佔總能量之百分比

要估算每個動物子類別的總能量(GE)應計算子類別的攝食量(kg day^{-1})。要從能量單位的總能量(GE)轉換為乾物質攝取量(DMI)，可將GE除以飼料的能量密度；若無法得到飼料數據，則可以預設DMI為18.45 MJ kg^{-1}。由一般成長期或成體動物的每日乾物質攝取量應為體重的2%-3%；在高產奶牛的每日攝取量可能超過體重的4%。

使用簡化的第2層級方法估算攝食量：

根據體重和估算攝食量淨能量濃度(NE_{ma})或可消化能量值(DE%)估算牛的DMI：

根據動物的體重和飼料的NE_{ma}濃度或DE%來估算成熟和成長中的牛的DMI是可能的。飼料NE_{ma}濃度範圍為3.0-9.0 MJ/kg DM。高、中和低品質飼料的NE_{ma}常用數值列於表A2.8。也可依飼料品質的NE_{ma}估計值來估算混合飼料的NE_{ma}。例如，草料穀物的混合飼料相當於高品質飼料的NE_{ma}值一樣；穀物秸稈混合飼料相當於中品質飼料的NE_{ma}值一樣。特定地理區域內的營養學家可以依代表當地飼料建議更適當的NE_{ma}值。使用方程式4.28估算生長期及成體牛隻的乾物質攝取量：

$$DMI = BW^{0.75} \cdot \left[\frac{(0.2444 \cdot NE_{ma}) - (0.0111 \cdot NE_{ma}^2) - 0.472}{NE_{ma}}\right]$$

(方程式4.28 (改編Eq. 10.17 IPCC 2006，第10章))
使用簡化的第2層級方法估算攝食量-生長期和成體牛

其中，

DMI：乾物質攝取量，kg day^{-1}

BW：活體重量，kg

NE_{ma}：飼料淨能量或表A2.8的數值，MJ kg^{-1}

方程式4.28a估算成體牛隻的乾物質攝取量：

$$DMI = BW^{0.75} \cdot \left[\frac{(0.0119 \cdot NE_{ma}^2) + 0.1938}{NE_{ma}}\right]$$

(方程式4.28a (改編Eq. 10.18a IPCC 2006，第10章))
使用簡化的第2層級方法估算攝食量-成體牛

其中，

DMI：乾物質攝取量，kg day^{-1}

BW：活體重量，kg

NE_{ma}：飼料淨能量或表A2.8的數值，MJ kg^{-1}

方程式4.28b以DE%來計算食用低品質飼料(通常是熱帶牧草)成體牛的DMI：

$$DMI = \left[\frac{\left(\frac{5.4 \cdot BW}{500}\right)}{\left(\frac{100 - DE\%}{100}\right)}\right]$$

(方程式4.28b (改編Eq. 10.18b IPCC 2006，第10章))
使用簡化的第2層級方法估算攝食量-食用低品質飼料(通常是熱帶牧草)的成體牛

其中，

DMI：乾物質攝取量，kg day^{-1}

BW：活體重量，kg

DE%：用來消化的能量佔總能量之百分比(低品質牧草通常為45-55)

方程式4.28、4.28a和4.28b使第2層級方法可確實推算攝食量。這些方程式跟方法也可以回應「對一定品質飼料的預期攝食量是多少？」以及透過BW和飼料品質(NE_{ma}或DE%)估算出DMI。相比之下，第2級方法須對照相關估算值(NE_m、NE_g)的攝食量來推估DMI，而不考慮動物實際上消耗飼料量。因此簡化的第2層級方法可用於確認從第2層級方法估算出的DMI值是否符合生物學。這些估算值經多重方程式確認成體或生長期動物其DMI值為體重的2%-3%。

表 A2.8｜在方程式 4.28a 和 4.28b 中，用於估算每日乾物質攝取量(DMI)的 NE_{ma} 估算值。(改編自 IPCC 2006, Table 10.8，第 10 章)。

飼料類型	飼料淨能量濃度(NE_{ma}, MJ kg^{-1} DM)
高穀飼料(穀物含量>90%)	7.5-8.5
高品質草料(豆科植物、草類)	6.5-7.5
中品質草料(季中豆科、草類)	5.5-6.5
低品質草料(稻稈、老草)	3.5-5.5

來源：從NRC(1996)的模型推估的估算值，NE_{ma}也可以使用以下公式進行估算：NE_{ma} = REM× 18.45× DE% / 100

A2.4 腸道發酵產生的甲烷排放

甲烷為草食性動物腸道發酵時所產生的副產品，腸道發酵是一種消化過程，過程中，碳水化合物被腸道微生物分解成有利於血液吸收得簡單小分子。根據不同動物的消化道類型、年齡和重量，以及飼料的品質和數量皆會影響甲烷的排放量。反芻動物(例如牛和羊)為主要甲烷排放的來源，原因為的反芻動物腸道結構能使飼料在腸道中充分地發酵。除此之外，部分的甲烷排放來也自非反芻動物，譬如豬和馬。

消化系統

甲烷排放的速率主要受到了不同消化系統類型的影響。在反芻動物的消化道前端有一個膨脹的腔室(反芻動物的第一個胃)，俗稱瘤胃。瘤胃能強化腸道微生物的發酵作用，並促進飼料的消化作用(其中包括消化飼料中纖維素的能力)進而產生獨特攝取營養能力。常見的反芻動物畜禽為牛隻、水牛、山羊、綿羊、鹿和駱駝。對於非反芻動物(馬、騾子、驢)和單胃動物(monogastric) (例如豬隻)，因為其腸道中能促進甲烷生成的發酵作用較低，產生的甲烷排放量也相對較低。

攝食量

甲烷經由動物消化系統中飼料的發酵作用而產生。雖然甲烷的生成量也會受到飼料成分的影響，一般而言，攝食量越大量，甲烷排放量越多。攝食量與動物體型、生長速度和產量呈正相關，例如產乳量、羊毛生長或妊娠(懷孕)期間。為了反映出動物物種之間排放速率的差異，應先將動物族群劃分為數個子群，並估算每個子群中單位動物的排放速率。動物族群中子群的類型已在第10.2節(畜禽和飼料特性)的部分提供。子群的總甲烷排放量是通過將單位動物的排放速率乘上子群中的動物的總數量來計算。在估算一個國家的排放量時，天然野生反芻動物將不列入計算，僅計算來自人為圈養的動物，例如養殖鹿、麋鹿和水牛。

方法的選擇

估算腸道發酵所產生的甲烷排放量的方法需要三個基本步驟：

步驟一：

依上述的方式將畜禽族群依特性劃分為各個子群，依產季週期和季節對族群數量的影響建議國家專家使用的年平均值來計算甲烷排放量。

步驟二：

估算每個子群中單位動物的年平均排放係數(kg CH_4/head/year)。

步驟三：

將子群的排放係數乘上該子群中動物的總數以估計該子群的總排放量，並將各子群的總排放量加總得到全部圈養動物的總甲烷排放量。

這三個步驟可以依不同的細節和複雜程度執行。

第1層級

利用預設的排放係數進行排放量的估計，預設排放係數主要由文獻中獲得或使用更詳細的第2層級方法估算出來。第1層級的方法主要適用於腸道發酵對於大多數的圈養畜禽不屬於主要的排放源或是對於農場動物的分類缺乏進階特徵化的數據。依主要畜禽類別外推得出近似腸道的排放量也屬於第1層級的部分。

第2層級

利用本土的排放係數進行排放量的估計，進階的排放係數主要是國家內部針對特定畜禽類別所提供的總能量的攝取和甲烷的轉換係數來計算出較詳細的國家本土的排放係數。如果腸道發酵對於大多數的動物類別為主要的排放源並占農場總排放量的很大一部分，則應使用第2層級方法。

第3層級

對於有些畜牧業為排放大宗的國家而言，他們或許希望使用比第2層級更為精確的方法來估計總排放量並將國家本土的數據納入預測的方法。該方法可以考慮開發更複雜的預測模型，譬如考慮飼料成分、經反芻動物發酵所產生的產物濃度、動物族群或飼料品質以及飼料可利用性的季節性變化、以及可能的緩解策略來建立更詳細的預測模型。很多這些用來建立模式的預測值可能來自於實際上的實驗量測。第3級方法應經過國際同儕評鑑審核程序，譬如經由同儕評鑑後所發表的文章，以確保方法的準確性和/或精確度。

第1層級

表A2.9總結預測畜禽排放量的建議方法。

表A2.10顯示除了牛隻以外的畜禽物種的腸道發酵排放係數。如表所示，綿羊的排放係數在已開發國家和開發中國家彼此間的變異較大。排放係數間的差異是因攝食量和飼料特性所造成。

表 A2.9｜建議的腸道發酵排放量清冊方法(改編自 IPCC 2006, Table 10.9，第 10 章)。

畜禽	建議排放清冊方法
乳牛	第 2 層級/第 3 層級
牛	第 2 層級/第 3 層級
水牛	第 1 層級/第 2 層級
綿羊	第 1 層級/第 2 層級
山羊	第 1 層級
駱駝	第 1 層級
馬	第 1 層級
騾子和驢子	第 1 層級
其他(羊駝、鹿)	第 1 層級

表 A2.10｜第 1 層級方法中的腸道發酵排放係數(kg CH_4 $head^{-1}$ yr^{-1}) (改編自 IPCC 2006, Table 10.10，第 10 章)。

畜禽	已開發國家	開發中國家	活體重量
水牛	55	55	300 kg
綿羊	8	5	65 kg(已開發國家) 45 kg(開發中國家)
山羊	5	5	40 kg
駱駝	46		570 kg
馬	18	18	550 kg
騾子和驢子	10	10	245 kg
鹿	20	20	120 kg
羊駝	8	8	65 kg

表A2.11主要為畜禽牛隻的腸道發酵排放係數，並根據不同地區作為分類。根據不同的區域，其牛隻排放係數間的變異性會有四倍之差。表A2.11中預設排放係數大致代表該區域內的排放速率，但每個區域的排放係數各不相同。動物體型大小和產乳量是影響乳牛排放速率重要的決定因素。相對亞洲、非洲和印度半島地區，北美和西歐的乳牛體型較大，產乳量也較多。

對於非產乳的牛隻，其他牛隻的體形以及族群結構為重要的決定因素。在亞洲、非洲和印度半島的非產乳牛體型較小，也較年輕；而北美、西歐和大洋洲的非產乳牛體型則較大，而且年輕牛隻佔總體族群的比例也相對較小。因此若根據表A2.10與A2.11選擇排放係數，須依國家/農場區域中選擇最合適的係數。

乳牛的年均產乳量數據需用來選擇乳牛的排放係數，如果數據不在列表中，則可依表中顯示的乳牛排放係數以及產乳量以內插法取得排放係數。

步驟三：

總排放量

為了估算總排放量，特定動物族群的排放係數乘以該動物族群數量(方程式4.29)並加總(方程式4.30)：

$$\text{Emissions} = \text{EF}_{(T)} \cdot \left(\frac{N_{(T)}}{10^6}\right)$$

(方程式4.29 (改編Eq. 10.19b IPCC 2006，第10章))
總排放量

其中，

Emissions：腸道發酵時所產生的甲烷排放量，Gg CH_4 yr^{-1}

$EF_{(T)}$：該動物族群的排放係數，kg CH_4 $head^{-1}$ yr^{-1}

$N_{(T)}$：該國家的畜禽類別T的畜禽數量

T：畜禽的物種/類別

$$\text{Total CH}_{4_{Enteric}} = \sum_i E_i$$

(方程式4.30 (改編Eq. 10.20 IPCC 2006，第10章))
腸道發酵產生的甲烷總排放量

其中，

Total $CH_{4Enteric}$：腸道發酵產生的甲烷總排放量，Gg CH_4 yr^{-1}

E_i：是第 i 個畜禽類別和子類別的甲烷排放量

表 A2.11｜第 1 層級方法中牛的腸道發酵排放係數(改編自 IPCC 2006, Table 10.11，第 10 章)。

地區特性	牛隻類別	排放係數 (kg CH_4 head^{-1} yr^{-1})	備註
北美：商業化高產酪農業，提供優質飼料和穀物。獨立出肉牛，主要以放牧，再依季節補充飼料。將肉牛、馴鹿/小母牛圈養在飼養場使其快速生長。奶牛只佔族群的小部分。	乳牛	128	平均產奶量為8,400 kg head^{-1} yr^{-1}。
	其他	53	包括肉牛、公牛、小牛、正在生長的馴鹿/小母牛和飼養場牛。
西歐：商業化高產酪農業，提供優質飼料和穀物。奶牛以生產為目的。肉牛群數量不多。少數飼養場用穀物餵養。	乳牛	117	平均產奶量為6,000 kg head^{-1} yr^{-1}。
	其他	57	包括公牛、小牛和正在生長的馴鹿/小母牛。
東歐：商業化酪農業，主要以牧草為食。獨立出肉牛群，主要是放牧。少量的飼養場用穀物餵養。	乳牛	99	平均產奶量為2,550 kg head^{-1} yr^{-1}。
	其他	58	包括肉牛、公牛和小牛。
大洋洲：以放牧為基礎的商業化酪農業。獨立出肉牛群，主要放牧品質差異很大草原。用穀物餵養的飼養場數量不斷增加。奶牛只佔族群的一小部分。	乳牛	90	平均產奶量為2,200 kg head^{-1} yr^{-1}。
	其他	60	包括肉牛、公牛和小牛。
拉丁美洲：以放牧為基礎的商業化酪農業，分離的肉牛群放牧在牧場和草原。少量的飼養場用穀物餵養。不斷增長的非奶牛佔族群的很大一部分。	乳牛	72	平均產奶量為800 kg head^{-1} yr^{-1}。
	其他	56	包括肉牛、公牛和小牛。
亞洲：小型商業化酪農業。大多數牛是多用途的，在農業區提供勞力和牛奶。放牧種群數量少。所有類型的牛都比其他地區的牛小。	乳牛	68	平均產奶量為1,650 kg head^{-1} yr^{-1}。
	其他	47	包括多用途奶牛、公牛和小牛。
非洲和中東：以放牧為基礎的商業化酪農業，奶牛的產量很低。大多數牛是多用途的，在農業區提供勞力和牛奶。部分牛在大空間放牧。體型比其他地區的牛要小。	乳牛	46	平均產奶量為475 kg head^{-1} yr^{-1}。
	其他	31	包括多用途奶牛、公牛和小牛。
印度半島：商業化酪農業，以作物副產物餵養，奶牛產量很低。大多數牛犢提供勞力，奶牛在農業地區提供牛奶。放牧數量少。與所有其他地區的牛相比，該地區的牛是最小的。	乳牛	58	平均產奶量為900 kg head^{-1} yr^{-1}。
	其他	27	包括奶牛、公牛和小牛。小牛佔族群大部份。

第2層級

腸道發酵甲烷排放量的預測方法

第2層級方法適用於更細分的畜禽族群類別來計算排放係數，有別於預設係數。第2層級方法的主要考慮因素是排放係數的制定和詳細活動數據的蒐集。

步驟一：畜禽族群

畜禽族群與相關活動的數據應按照前面所描述的方式取得。

步驟二：排放係數

使用第2層級方法時，使用步驟一所搜集的詳細數據估算每個動物類別的排放係數。每類畜禽的排放係數是根據該類別的總能量攝入和甲烷轉換係數來進行估算。總能量攝入的數據應使用前面所描述的方法獲得。需完成以下兩個子步驟來計算第2層級方法的排放係數：

甲烷轉化係數(Y_m)的估算：動物與飼料彼此間的交互作用決定飼料能量轉化為甲烷的程度，如果缺乏國家本土的甲烷轉換係數，可使用表A2.12中所提供牛/水牛的甲烷轉換係數。這些估計值是根據一般已開發和開發中國家中常使用的飼料特性和生產措施得出來的粗略指南。當使用品質良好的飼料時(即好消化和高能量值的飼料)，應使用係數的下限值；當所使用的飼料品質越差時，則使用系數的上限值。當畜禽屬於幼兒階段並以母乳為主要能量來源時(即羔羊和小牛)，甲烷的轉換係數則假設為零。

由於Y_m對於排放監測的重要性，目前許多正在進行的研究針對不同畜禽和飼料的組合進行Y_m估算並致力於改善Y_m的估算值，這對於缺乏精確Y_m估算值的熱帶牧場上的畜禽來說更為重要。

表 A2.12｜牛/水牛甲烷換算係數(Y_m) (改編自 IPCC 2006, Table 10.12，第 10 章)。

畜禽類別	Y_m[b]
飼養場牛隻	3.0% ± 1.0%
奶牛	6.5% ± 1.0%
餵養低品質飼料的牛和水牛	6.5% ± 1.0%
放牧的牛和水牛	6.5% ± 1.0%

表A2.13為在粗略地考慮飼料品質之下，成年羊與羔羊(<1歲)的Y_m估計值。表中Y_m值的中位數適用於大多數動物，但對於餵養劣質飼料的羊之Y_m值應採用Y_m上限值；對於餵養高消化率與高能量值飼料的羊，可以使用Y_m下限值。

表 A2.13｜綿羊甲烷轉換係數(Y_m) (改編自 IPCC 2006, Table 10.13，第 10 章)。

畜禽類別	Y_m[a]
羔羊(出生不滿1年)	4.5% ± 1.0%
成體羊	6.5% ± 1.0%

某些情況下可能無法得到特定畜禽類型的甲烷轉換係數，在這類的形況下可以使用與這些畜禽類型最相似的甲烷轉換係數來算其Y_m值，例如可以應用其他牛或水牛的甲烷換算係數來估算駱駝的排放係數。

排放係數制定：特定動物類別的排放係數可用方程式4.31進行估算：

$$EF = \left[\frac{GE \cdot \left(\frac{Y_m}{100}\right) \cdot 365}{55.65}\right]$$

(方程式4.31 (改編Eq. 10.21 IPCC 2006，第10章))
排放係數制定

其中，

EF：排放係數，kg CH_4 $head^{-1}$ yr^{-1}

GE：進食總能量，MJ $head^{-1}$ day^{-1}

Y_m：甲烷轉化係數，飼料中的總能量轉化為甲烷的百分比

55.65 (MJ /kg CH_4)：甲烷的能量含量

此方程式假設排放係數的估值為代表特定動物類別中一整年(365天)的排放係數。

通常我們使用的是全年的排放係數，但在某些情況下，特定的時間間隔(一年當中的雨季或150天的飼養場餵養期)也可以用來定義動物的類別並估算該類別在特定時期內的排放係數。特定時間內的排放係數(譬如雨季)其單位也需要由365天轉換成該期間的天數。

步驟三：總排放量

為了估算總排放量，將選定的排放係數(特定類別)乘上該類別中動物數量並估算該特定類別的排放量，並將每個類別的排放量加總即可算出總排放量，其單位為千兆克(Gg)。

活動數據的選擇

應使用前面描述的方法獲取畜禽族群的數據。假如使用畜禽的腸道排放係數(如表A2.11和表A2.12)來估計腸道排放量，則依第1層級方法中所描述的畜禽族群特性進行估算即可。若使用總能量攝入(方程式4.29、4.30、4.31)來進行畜禽腸道排放量的估算，則須依照第2層級的方法。依畜禽族群數據的所有排放源提供活動數據並進行單一特性描述有利於對畜禽種群進行特性分析。


Pexels

附件 3、土壤採樣分冊

土壤採樣分冊提供了一個嚴謹但簡單可行的土壤採樣設計執行架構，其以測量為基礎，用以估算土壤有機碳的關鍵部分，並說明如何替一個專案制定採樣計畫。採樣計畫的目是為了偵測土壤有機碳隨時間的變化，並儘可能降低採樣成本。本文件提供的採樣設計有：跨區混樣的分區簡單隨機採樣與每區混樣的分區直接採樣。

A3.1 採樣計畫

A3.1.1 預採樣(參考自 FAO, 2019a)

為了分析土壤有機碳儲量的空間變異性，可對目標區域進行採集 5 至 10 個土芯(以土環採集之柱狀土樣)的預採樣，以獲得土壤有機碳儲量的平均值和土壤有機碳儲量的變異性指標，並從採樣結果中獲得最小可偵測差異(MDD)。在估算對測量具有可接受的不確定性範圍的土壤有機碳儲量變化時，此資料應被用來作為所需樣本數量的指引。在有給定變異數與 α-水準(即顯著水準)的情況下，可利用事前檢驗進行統計檢定力分析。成對觀察的 MDD 可計算如下：

$$\mathrm{MDD} \geq \frac{S}{\sqrt{n}} \cdot \left(t_{\alpha,\upsilon} + t_{\beta,\upsilon}\right)$$

(方程式 A3.1)

S 代表 t_0 與 t_1 之間土壤有機碳儲量差異的標準差；n 代表重複數；$\upsilon = n-1$ 代表相關 t 分佈的自由度；t 代表在一定的檢定力水準(1-β)與 α 水準下的 t 分佈的值。

因此偵測兩個連續採樣輪次間預期差異所需的最小樣品數量可計算如下：

$$\mathrm{n} \geq \left(\frac{S \cdot \left(t_{\alpha} + t_{\beta}\right)}{MDD}\right)^2$$

(方程式 A3.2)

n 代表樣本數量；S 代表估計標準差；MDD 代表最小可偵測差異；t_α 代表在給定的顯著水準(α) (通常取為 5-10%；0.05-0.1)下 t 分佈的雙側臨界值；t_β 代表對應於第二型錯誤 β 的機率(1-β 為統計檢定力；通常為 80-90%)情況下 t 分佈的單側四分位數。

A3.1.2 不同時間之採樣

如第 8 節所述，第一輪的採樣用於建立土壤有機碳基線(第 0 年)，第二以及後續的採樣輪次(每 4 年)則用於測量干預情境中土壤有機碳隨時間的變化。在第二以及後續的採樣輪次中，原始的採樣位置可以推移一小段距離，或是根據偏好隨機選擇新的採樣位置。

A3.2 採樣設計：分區簡單隨機採樣和直接分區採樣設計

專案執行區域應被劃分成一個或若干個干預區，每一個干預區區域可以是任何大小的面積，並沒有大小的限制。然而若沒有先前干預區內部變異性的相關資料，則每一干預區要被劃分成面積相等的「區」(圖 A3.1)。在每一個「區」內用於取得土芯的採樣位置是隨機分配的，並按照採樣計畫取得混合樣品，此方法可被稱為**分區簡單隨機採樣**[8](或分區簡單逢機採樣)。其可確保樣品

[8] 譯註：根據環境部環境檢驗所出版之《環境採樣規劃設計》(中華民國九十四年七月三十日)中第四章、分區隨機採樣設計：「分區採樣法(stratified sampling)乃基於事前瞭解採樣地區的資訊(包括：土地管理方式、植生的變異區分、地質特性、污染物特質等)，將採樣區域分為數個獨立採樣的小區塊，稱之為『區』(strata)，並在每一個層內

是取自干預區的每一部分，是一個對於以干預區代表整個專案區域中估算土壤有機碳的良好設計。每個干預區中需包含至少 3 個「區」，但應劃定足夠的「區」對干預區進行充分採樣。

樣品數量(= 混合樣品的數量)：為了確立欲進行採樣的區域的變異性，建議在進行初步及後續採樣輪次前，要先在干預區採集 5-10 個混合樣品(A3.1 預採樣)。分「區」數量、混合樣品和單獨採集的樣品數量會影響所能偵測到的最小土壤有機碳濃度變化(詳見 A3.1)，因此藉由增加「區」的數量以採集更多樣品，可提高偵測土壤有機碳濃度和儲量隨時間變化的能力。本手冊建議每一個干預區中應至少採集 5 個混合樣品，或根據預算採集更多，每一混合樣品至少由 5-15 個土芯組成，而各干預區中至少 3 個「區」。單一「區」中的樣品數量可與採樣面積成比例，但並非強制的。一般而言，在超過 50 公頃的干預區中，可每 10 公頃採集一個混合樣品。

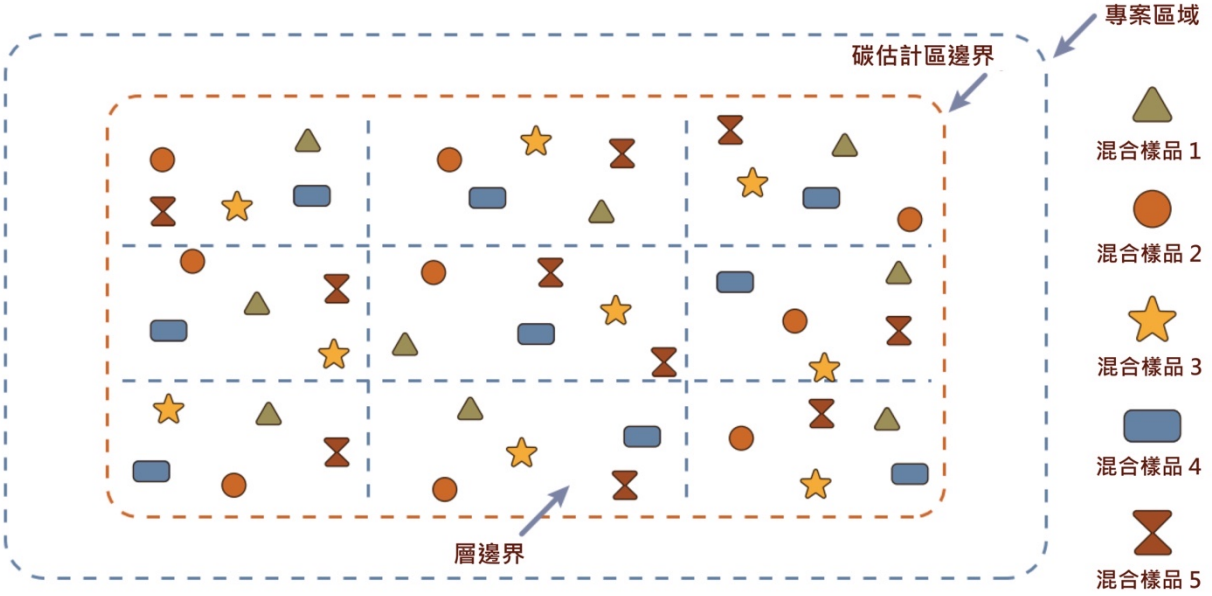


圖 A3.1｜以網格法為基礎，說明含有 9 個「區」的干預區中的 3 個混合樣品採樣位置(以綠色三角形、橘色圓形和黃色星形表示)(圖中含有 5 個混合樣品的圖形標示)。每個彩色符號標記的樣品採集位置被組合成一個混合樣品。改編自澳洲—碳農業倡議(2018)。

若有先前資訊可歸納干預區變異性的特徵(例如產量繪製圖、長期平均標準化差異植生指標、電導度繪製圖、測高圖；圖 A3.2)，每一個干預區會被劃分成相對應的「區」。採樣位置會被分配在各「區」中，以取得混合樣品。此方法被稱為**直接分區採樣**。此可確保樣品採集自干預區中已被劃分的不同「區」的每一部分。**每一個干預區中至少包含 3 個「區」(圖 A3.2)，但應劃定足夠的「區」對干預區進行充分採樣。**

樣品數量(= 混合樣品的數量)：如同之前之設計，建議在進行初步及後續採樣輪次前，要在干預區先採集 5-10 個混合樣品(A3.1 預採樣)，「區」中的樣品數量可依面積而進行等比例調整。本手冊建議每一個「區」中應至少有 3 個混合樣品(每一個干

分別採集樣品。」

預區中至少有 3 個「區」)，並根據預算，採集至少五個或以上的混合樣品，每一混合樣品由 5-15 個土芯組成。一般而言，在超過 50 公頃的干預區中，可每 10 公頃採集一個混合樣品。

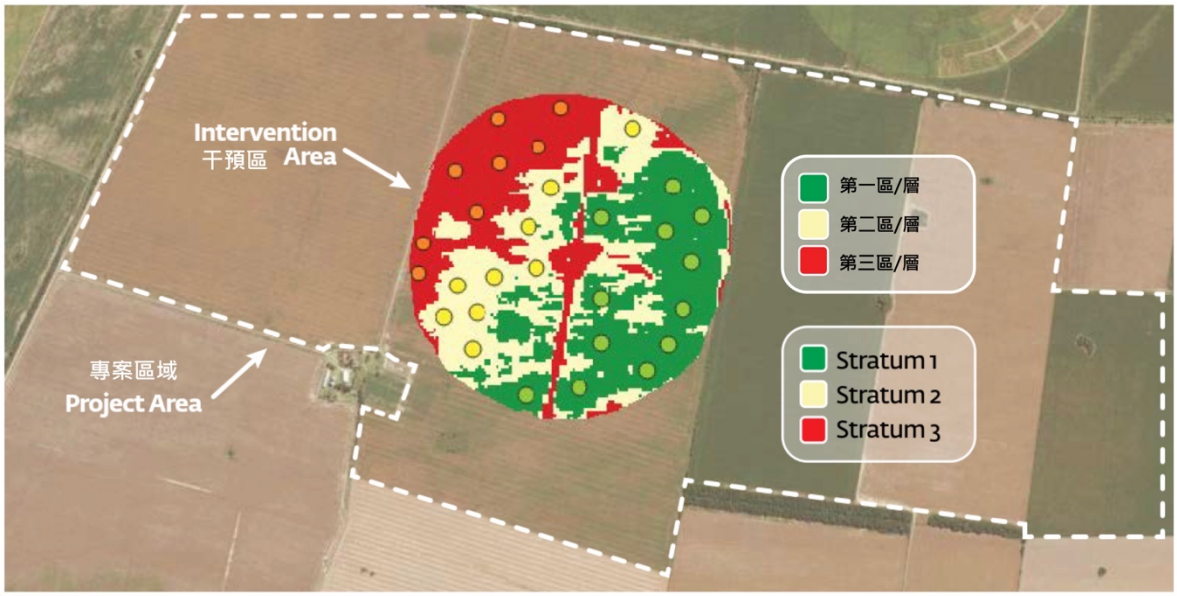


圖 A3.2｜含有 3 個「區」的干預區(綠色：第一「區」；黃色：第二「區」；紅色：第三「區」)；以及每「區」至少 3 個混合點的採樣位置。

在一個「區」中，劃定的區域應將有動物排泄物的小區塊、動物行徑路徑、進出田地的車道、靠近灌溉點的區域和農業交通密集的區域等放牧地排除。

應記錄每個採樣位置的 GPS 座標，以便隨時對現場進行複查。此外地理空間的擴展也仰賴土壤有機碳儲量數值的地理定位。

A3.3 製作混合樣品

混合或總體化是指將幾個土芯(子樣品)聚集成一個均質的混合(或總體的)樣品的過程，以便對其進行土壤有機碳含量分析。單一的土壤樣品應被混合成一個混合樣品(圖 A3.1 與 A3.2)，然後用各個混合樣品分析土壤有機碳含量，以降低實驗室分析成本。進行樣品混合時必須使用乾淨的手或手套，以桶子或塑膠袋進行均質化作業。當混合樣品已完全均質化後，所測得的土壤有機碳濃度應等於各獨立土芯的平均土壤有機碳濃度(假如每個土芯已經分別分析)。

A3.4 土壤深度

土壤有機碳儲量變化會因為受到土壤壓實程度對土壤總體密度的影響而有所改變，由此可知，相同體積的土壤質量會有所差異。固定深度的土壤碳儲量通常是以土壤總體密度、深度與土壤有機碳濃度的乘積來量化，然而這種方法系統性地高估了具有較大總體密度的田間處理(例如最少耕犁)的土壤有機碳儲量，而導致誇大效益(Wendt and Hauser, 2013)。因此，以等土壤質量為基礎來報告土壤有機碳儲量是至關重要的(等土壤質量亦須被撰寫於報告中)，如此才能將管理措施對總體密度的影響加以標準化(VandenBygaart and Angers, 2006)。

土壤中大量的有機碳是存在0-5公分與0-10公分土層中，這往往也是因管理而產生差異的土層。另一方面，因為可在土壤深度1公尺、甚至1公尺以下的土層中測得管理措施所造成的變異，因此幾位作者也提醒應從表土層以下採集土壤有機碳樣品(Blanco-Canqui and Lal, 2008; Olson and Al-Kaisi, 2015)。如以 FAO 編撰的世界土壤碳地圖(2018)作為一個可接受的標準，則要至少採樣至30公分，並以不同總體密度作為分層的依據。

用於測量土壤有機碳濃度的樣品應至少採集0-10公分和10-30公分的深度，測量顆粒有機碳濃度則應至少採集0-10公分深度的土壤樣品，而在0-10公分土壤深度採集的同樣樣品可同時用於測量土壤有機碳和顆粒有機碳。應遵從聯合國政府間氣候變化專門委員會指南的建議，報告中包含0-30公分深度的土壤有機碳儲量(IPCC, 2006; 2019); (分冊 A4，土壤有機碳儲量估計)。然而深至1公尺深度土層的樣品也可採集並以按附件A4之說明進行土壤有機碳儲量的估算。當採樣至1公尺深度時，建議可根據不同土層進行適當的採樣深度區分，例如0-10、10-30、30-50、50-100公分。

A3.5 頻率

在採樣時間方面，土壤有機碳會隨著季節而變化，因此在每年的同一時間採樣是很重要的(不同採樣輪次中間日期之間的差異不應超過一個月)，且最好是在生物活動最小的時候進行採樣。

土壤有機碳與總體密度應最少每 4 年測定一次，而顆粒有機碳濃度則是每 2 年測定一次(自願性)。

A3.6 總體密度的田間採樣(此節改編自 FAO, 2019a)

土壤總體密度係指每單位體積土壤的乾土質量。總體密度的估算應採用直接測量方法，特別是不擾動(完整的)的土環法和開挖法，因為與其他方法相比，這些方法可以提供最準確的總體密度量測(FAO-LEAP, 2019)。其合適的樣本量和測量方法取決於粗粒分量的特性。

A3.6.1 完整的土環法

若要以不擾動(完整的)的土環法估算總體密度，應利用金屬環打入土中(完整的土芯)以得到已知體積的土壤，並應在烘乾後測量其重量(Blake and Hartge, 1986)，此法最適合用於沒有粗屑體的濕潤土壤。當土壤太乾時，可以人工濕潤土壤以採集到完整的土芯，但為此須利用一個無底的桶子放置在土壤上並裝滿水，使土壤自然潤濕 24 小時。

接著應利用圓鍬將欲採樣深度之位置鏟成水平面，將鋼環(土環)推入或和緩地敲打到土壤中，可利用木塊保護土環，且應避免壓實土壤樣品。土環周圍的土壤應挖除，且過程中應避免擾動或鬆動土環內土壤的完整性。土環外側多餘的土壤應移除，並利用剪刀將土環土壤表面外的植物或根剪去(FAO-LEAP, 2019)。對於含有膨脹性黏土礦物的土壤(例如膨轉土與膨轉型土壤)，測量土壤樣品之總體密度時，其水分含量應標準化至田間容水量(-33 kPa)。

測量僅含或主要為土壤[9]之總體密度時，樣品量通常為 100 cm^3，因為在小樣本中的粗屑體通常不足以具有代表性，因此小樣本須對礫石土壤的總體密度進行次估算(詳見A3.7、粗屑體土壤的田間採樣)。一般而言，

[9] 譯註：fine earth 指土壤＜2 mm。

土環直徑應大於 50 mm (小於此，粗根與礫石的採集會受到阻礙)及小於 100 mm (大於此，將會面臨後續研究工作的相關問題與採樣點受到擾動等難以克服的狀況)。根據 ISO 11272:2017 (土壤品質—乾土總體密度的量測建議，土環體積應為 100 cm^3 (直徑 53 mm、高度 51 mm)。理想狀態下，應使用與採集用來分析土壤有機碳的同一土芯樣品進行總體密度的估算(FAO, 2019a)。

A3.7 含有大量粗屑體的土壤：開挖法

此方法已被發現適用於疏鬆土壤或是含有大量粗屑體的土壤。總體密度的測定是利用挖掘一定量的土壤，並將其乾燥、秤重，再測量可填充孔洞的已知每單位質量之體積的砂土或水(Blake and Hartge, 1986; Grossman and Reinsch, 2002; Aynekulu *et al.*, 2011)。有一特殊設備稱為排砂漏斗，可開挖洞的大小取決於該設備，不過較大的洞(直徑 12 cm)在估算總體密度時可有較小的誤差，孔洞的深度則取決於評估層的深度。所有的開挖土壤應被保存在容器中，並根據不擾動土環法之說明測量其乾重(在實驗室中，> 2 mm 粗屑體和土壤的乾重應分開估算)。

測量孔洞體積應確實使用乾淨、乾燥、自由流動的砂填充(建議採用粒徑一致為 0.841-0.251313 mm 的標準砂)。由於使用質量－體積比估算土壤體積，因此需讓砂從類似的高度與流速下降來預先校正砂的質量－體積比，就像測量總體密度一樣。土樣體積可由公式 A3.3 估算：

$$\text{土壤樣品體積}(cm^3) = \text{砂質量}(g) / \text{砂密度}(g\ cm^{-3})$$

(方程式 A3.3)

為測量含有許多粗屑體(小於 30%)的土層中細土分量的總體密度，代表性田間樣品體積可小於 100 cm^3，但對於石礫質到超石礫質土壤(> 30%)，田間樣品建議應在 200-1000 cm^3 之間(Vincent and Chadwick, 1994)，對於含有超過體積 50%粗屑體的土壤，其代表性樣品體積應至少 5,000 cm^3。

粗粒分量之土壤儲存有機碳能力可忽略不計，因此應透過濕篩法(FAO-LEAP, 2019)移除土壤樣品中大於 2 mm 的顆粒，從而將土壤[10]與粗粒分開。粗屑體的質量和體積應分開測量，以校正總體密度並確實地估算土壤有機碳儲量(詳見附件 A4、土壤有機碳儲量計算分冊，方程式 A4.1 和 A4.2)。

A3.8 樣品製備和標籤(此節改編自 FAO, 2019a)

土壤樣品應蒐集至密封的塑膠袋中，並確保袋中大部分空氣已移除，且保存狀態不可潮濕，否則會影響土壤有機碳的定量。若採樣後無法立即將其乾燥，應將土壤樣品保持在 4°C 的陰暗環境以降低微生物活性，且保存時間最好不超過 28 天，因為在 4°C 時微生物分解並不會完全停止，這可能會導致有機質的損失，但也不建議冷凍。當樣品中存在大量根或大型動物(例如蚯蚓)時，應在 1 週內對其進行處理，以確保土壤有機碳濃度不會因這些成分的分解而改變(FAO, 2019a)。

每一混合樣品的標籤都應包含下列標示：

- 農地或農場
- 干預區的編號
- 「區」(stratum)

[10] 譯註：fine earth 指土壤＜2 mm。

- GPS 定位位置
- 日期
- 土壤深度(0-10 公分或 0-30 公分)
- 粗粒組成的含量(估算體積%)

A3.9 土壤樣品的風乾、研磨、過篩和均質(改編自 FAO, 2019a)

若欲使用同一土壤樣品測量土壤有機碳和總體密度，應先對已知體積的田間濕潤樣品進行秤重，再將其平鋪在淺盤上，利用通風的房間、客製的太陽能乾燥器或 40°C 強制排氣的烘箱進行風乾。大土塊應先破碎以加速乾燥的過程，為了避免土壤團粒化應將根部與土壤分開，以免過篩時造成污染。樣品應再經過粉碎及以 2 mm 的篩網過篩後，用於乾重秤量與土壤有機碳分析。在過篩時，> 2 mm 大小的岩石和卵石(粗粒分量或礫石)應分離和秤重，以校正總體密度(詳見附件 A4、利用總體密度估算土壤有機碳儲量)；而小於 2 mm 之土壤都應均質化，最好的方式是透過樣品的研磨。有關實驗室方法的進一步規範，請參考 GLOSOLAN 指南中的附件 5。

A3.10 採樣材料與設備

建議在田間工作時準備下列採樣材料(Nerger, 2019)：

- 樣品管長度達 100 公分的無生鏽不銹鋼土壤取樣器或無生鏽的不銹鋼土鑽。
- 用於推入土鑽且不會反彈的大槌子。
- 總體密度測量：已知容積的 2 個土環(即土環內部空間，100 cm^3 尤佳)、1 個與土環吻合並用於將取樣器捶入土中的鋼製或木製罩子，以及在整平環形取樣器一側開口時，可保護另一側的蓋子。
- 透明、高強度可密封之 3 公升塑膠夾鏈袋，用於蒐集土壤樣品。
- 田間採集土壤時，可使土壤均質化以得到混合樣品的可標示大塑膠桶。
- 用於標示採樣袋的防水奇異筆。
- 用於估算含石量和從土壤中取出總體密度環樣品時用的圓鍬或移植鏝。
- 可取出總體密度環內土壤物質的刀子。
- 採樣時用來清理總體密度環的刮刀。
- 用來將土壤取樣器上的土壤物質移至桶中的移植鏝。
- 用於粗略清理採樣器與設備的刷子。
- 可去除土壤採樣器和環狀採樣器上濕潤樣品殘留物的野外多功能毛巾。
- 用於測量土層深度且長度至少 30 公分的捲尺或金屬刻度尺。
- 用於進行捶擊動作時的工作手套。
- 用於在把樣品填裝於採樣袋前，在桶子中混合土壤樣品用的塑膠手套。
- 可放置土壤採樣表格的防水寫字夾板。
- 用於填寫土壤採樣表格的防水原子筆。
- GPS 測量設備。
- 在採樣點間行走時可存放設備或物品的大手提袋。
- 個人隨身物品：飲用水與食物、耐走和安全的鞋子、防蚊液、防曬乳。


4
5
6
7
8
©FAO / Ronald Vargas


Pexels

附件 4、土壤有機碳儲量計算分冊

A4.1 土壤有機碳儲量公式(此節改編自 IPCC, 2006)

在此監測、報告及查證中，土壤有機碳儲量應如聯合國政府間氣候變化專門委員會(2003，第 90 頁)所述(方程式 A4.1)，利用土壤的總體密度(BD*fine1i*)估算：

$$\text{SOC}i\ \text{stock (Mg C/ha)} = \text{OC}i \times \text{BD}fine1i \times (1 - \text{vG}i) \times \text{t}i \times 0.1$$

(方程式 A4.1)

其中，

SOC*i*：土壤深度增加至 *i* 時的土壤有機碳儲量，Mg C ha^{-1}

OC*i*：為土壤深度增加至 *i* 時土壤部分(< 2 mm)的有機碳含量，mg C g^{-1} fine earth

BD*fine1i*：為土壤深度增加至 i 時每單位土壤體積的土壤質量 = (乾土質量(g)− 粗屑體質量(g)) / (土壤樣品體積(cm^3) − 粗屑體體積(cm^3))，g fine earth (cm^{-3} fine earth)

土壤體積比：(cm^3 fine earth cm^{-3} soil) = 1− 粗屑體體積比(cm^3 coarse fragment cm^{-3} soil)

vG*i*：深度 *i* 的礫石含量體積

t*i*：土壤深度增加至 *i* 時的土壤厚度(深度，cm)

0.1：轉換 mg C cm^{-2} 至 Mg C ha^{-1} 的係數

或者可如 Poeplau, Vos 和 Don (2017)所述，土壤有機碳儲量可利用土壤分量的質量和樣品的總體積，從目標調查土層的土壤[11]儲量(FSS, t ha^{-1})進行估算(方程式 A4.2)：

$$FSS = \frac{mass_{fine\ soil}}{volume_{sample}} \times thickness$$

(方程式 A4.2)

土壤有機碳儲量可從土壤儲量(FSS)和土壤中的有機碳濃度($SOC_{con\ fine\ soil}$)進行估算：

$$\text{SOC stock} = SOC_{con\ fine\ soil} \times FSS$$

(方程式 A4.3)

公式影響樣品製備：對於 BD*fine*，粗屑體的體積應分別秤量岩體和粗根重量來估計，而 FSSi 則只需秤量已知體積樣品中土壤的總質量。

建議使用眾所皆知的聯合國政府間氣候變化專門委員會公式(方程式 A4.1)，儘管方程式 A4.6 是一個較簡單的計算，不需要測量或假設粗粒分量的體積，只需要進行少量的量測項目且存在較少的不確定性。但其缺點在於使用者可能仍想知道「常規」的總體密度，用以診斷土壤性質。在此狀況下，篩除石頭前後秤量土壤，可以用來計算 BD、BD*fine1* 和 BD*fine2*。如果無法測量總體密度，每單位體積的乾土質量可在採集分析土壤有機碳的土壤樣品時秤量，用以代替上述公式中的總體密度以估算土壤有機碳密度/儲量。

[11] 譯註：fine soil 指土壤。

A4.2 等土壤質量

碳儲量必須以等質量的單位表示，以避免受到不同壓實狀況影響而造成土壤重量差異。為此，計算儲量時必須考量能在計算乾土質量時排除碳濃度的等土壤質量(Wendt and Hauser, 2013)。假設在此種情況下，重要的是要知道該措施是否會造成額外的影響，並將其作為一個標準來表示受到較少壓實土壤的基準(即較低總體密度)。

在圖 A4.1 的範例中，基線情境的土壤相較於干預區具有較高的總體密度。

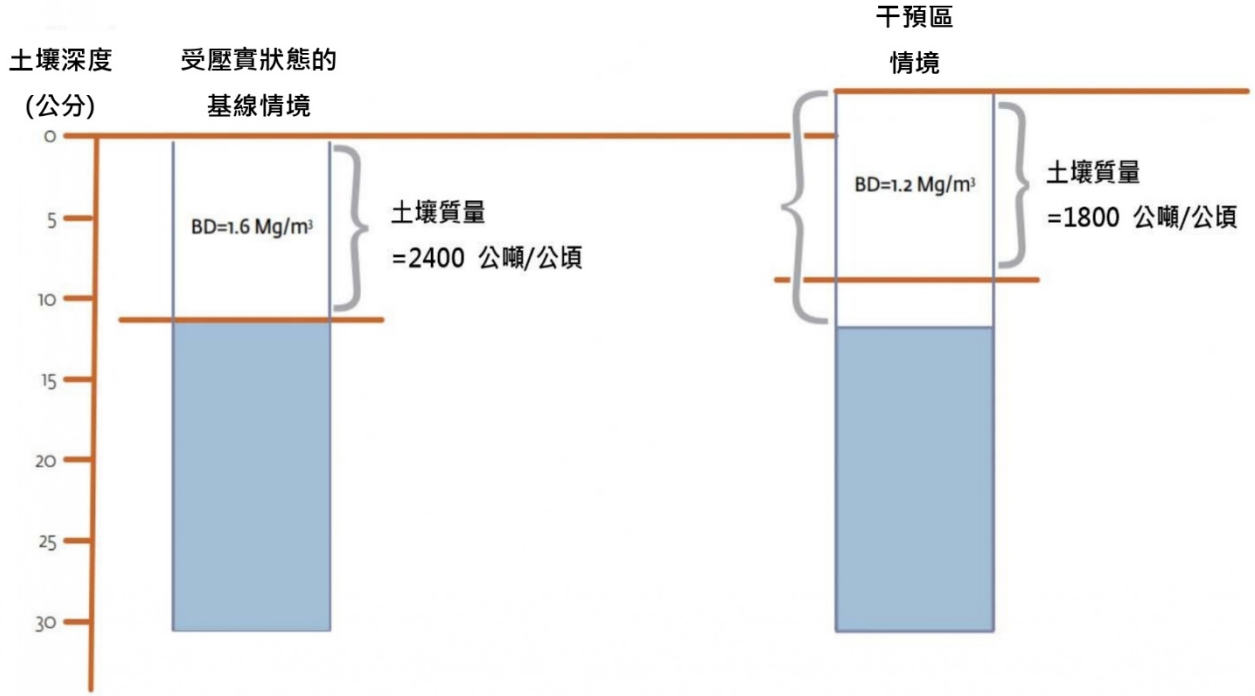


圖 A4.1｜比較土壤中不同總體密度的土壤有機碳儲量(此圖之構想參考自 Wend and Hauser, 2013)。

在此理論範例中，當以等體積表示時，執行干預情境後之土壤中土壤有機碳儲量(+2.4 t C ha^{-1})略高於基線情境(第 0 年)。然而當以等土壤質量(以 4,400 t ha^{-1} 為參考)表示時，土壤有機碳的增加量達 5.183 t C ha^{-1}。這是因為在基線情境與干預情境下，30 公分的表土具有不同的總體密度和土壤質量。

表 A4.1｜以圖 A4.1 等土壤質量表示的土壤有機碳儲量計算理論實例。以較輕的土壤作為參考。就本例而言，干預情境土壤為參考基準。

a)土壤質量估算

基線情境

		A	B	C	D = A×B×C	E = D1+ D2
	土層深度	1 公頃	總體密度(BD)	土壤厚度	土層質量	0-30 公分土壤質量
		m^2	$t\ m^{-3}$	m	$t\ ha^{-1}$	$t\ ha^{-1}$
1	0-10 cm	10000	1.4	0.1	1400	
2	10-30 cm	10000	1.6	0.2	3200	4600

干預情境

		A	B	C	D = A×B×C	E = D3+ D4
	土層深度	1 公頃	總體密度(BD)	土壤厚度	土層質量	0-30 公分土壤質量
		m^2	$t\ m^{-3}$	m	$t\ ha^{-1}$	$t\ ha^{-1}$
3	0-10 cm	10000	1.2	0.1	1200	
4	10-30 cm	10000	1.6	0.2	3200	4400

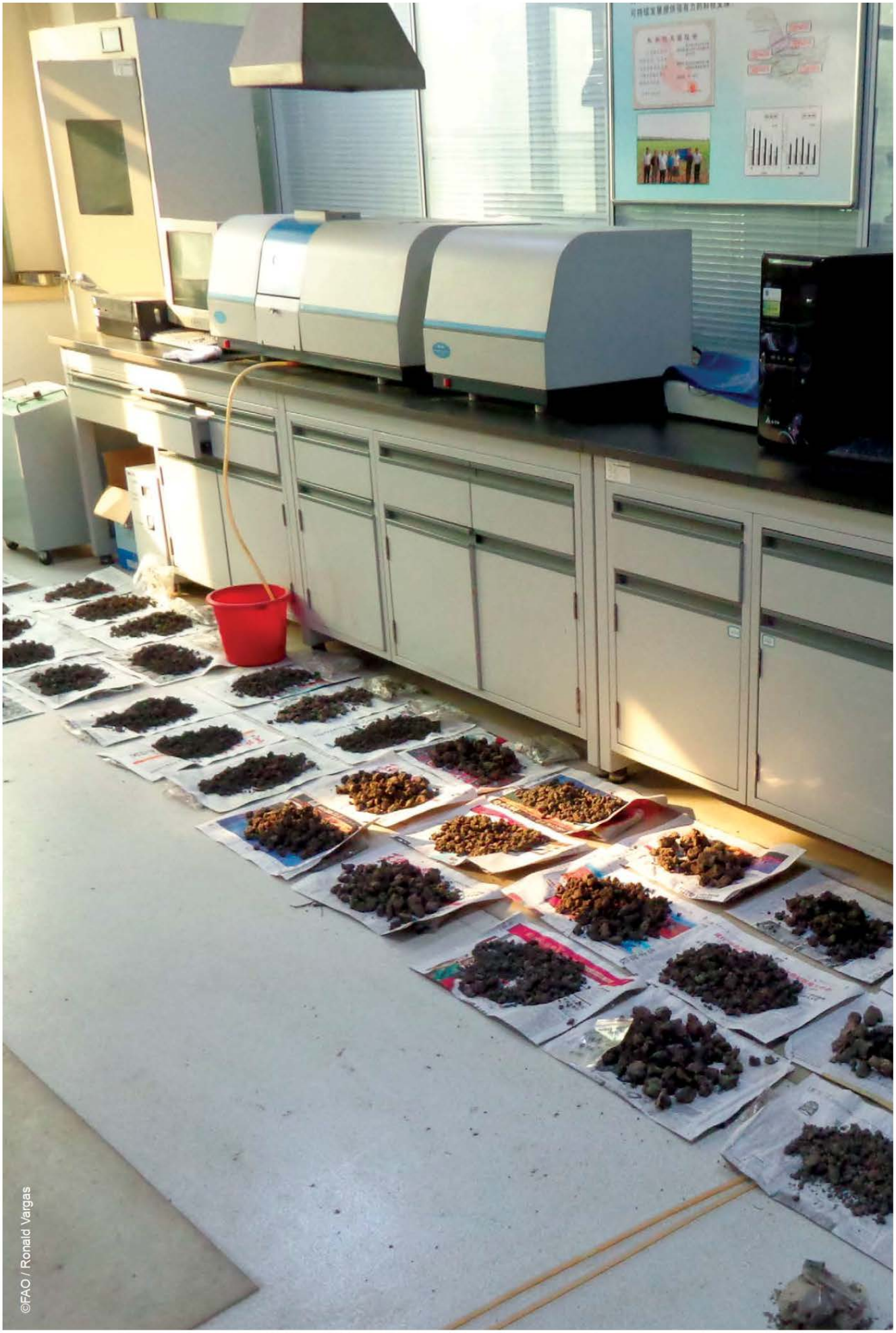
b)土壤有機碳儲量估算

基線情境

		F	G = (D×F)/ 100	H = G1+ G2	I = H2×E4/ E2	J = I4− I2
	土層深度	土壤有機碳	土壤有機碳儲量	0-30 公分土壤有機碳	等土壤質量	土壤有機碳額外儲量
		%	$t\ m^{-3}$	$t\ ha^{-1}$	$t\ ha^{-1}$	$t\ ha^{-1}$
1	0-10 cm	1.6	22.4		61.22	5.18
2	10-30 cm	1.3	41.6	64		

干預情境

		F	G = (D×F)/ 100	H = G3+ G4	I = H4×E4/ E4	J = I4− I2
	土層深度	土壤有機碳	土壤有機碳儲量	0-30 公分土壤有機碳	等土壤質量	土壤有機碳額外儲量
		%	$t\ m^{-3}$	$t\ ha^{-1}$	$t\ ha^{-1}$	$t\ ha^{-1}$
3	0-10 cm	1.8	21.6		66.40	-
4	10-30 cm	1.4	44.8	66.4		


©FAO / Ronald Vargas

附件 5、實驗室方法分冊

依照技術手冊的監測階段，將對送至實驗室的土壤樣品進行分析，以確定其土壤有機碳和顆粒有機碳的濃度。

- 土壤樣品有機碳的分析方法不只一個，但有2個適用於本技術手冊，廣泛使用和接受的方法：濕式氧化法(Walkley and Black, 1934)，遵循全球土壤實驗室網絡技術手冊(FAO, 2019c)，以及Dumas乾燒法(在A5.2節說明，遵循全球土壤實驗室網絡標準操作程序，FAO, 2019c)。如可能，應優先選用乾燒法。

- 顆粒有機碳(在A5.3節說明，根據Cambardella and Elliot, 1993)。

在監測階段必須執行相同的程序，最好由同一實驗室測定。在全球土壤實驗室網絡有國家參考實驗室(National Reference Laboratories)，對實驗室分析使用統一的方法和技術手冊。

A5.1 土壤有機碳標準操作程序：Walkley-Black 法、滴定法和比色法。摘自全球土壤實驗室網絡標準操作程序(FAO, 2019c)。

全球土壤實驗室網絡	GLOSOLAN-SOP-02	
土壤有機碳 Walkley-Black法： 滴定法和比色法	版本：1	第1頁，共25頁
	生效日期：2019/10/28	

A5.1.1 適用範圍和領域

本分冊適用於土壤中可氧化有機碳含量的測定。有機碳含量是透過滴定或比色法計算反應中三價鉻(Cr^{3+})的生成量得到的。鹽土中氯化物的存在([Cl^-]> 0.5%)會對反應產生正干擾，而氯化物存在引起的偏差(Rayment and Lyons, 2011)，可以透過Nelson and Sommers (1983)所敘述的方法進行校正。這裡描述的試驗方法通常不會對氯化物進行校正。

A5.1.2 原理

土壤有機碳的測定基於Walkley-Black鉻酸濕式氧化法。土壤中的可氧化有機碳被濃硫酸中的0.167 M重鉻酸鉀($K_2Cr_2O_7$)溶液氧化，反應熱使溫度升高，足以誘發大量氧化反應。

化學反應如下：

$$2\,Cr_2O_7^{2-} + 3\,C_o + 16\,H^+ \rightarrow 4\,Cr^{3+} + 3\,CO_2 + 8\,H_2O$$

在與土壤反應過程，被還原的$Cr_2O_7^{2-}$與存在於土壤樣品的可氧化有機碳成正比。用二苯胺(diphenylamine)或鄰二氮菲亞鐵錯合物(o-phenanthroline-ferrous complex)作為指示劑，使用硫酸亞鐵或硫酸亞鐵銨進行反滴定，測量剩餘的未還原的重鉻酸鹽，來計算有機碳濃度。

$$6\,Fe^{2+} + Cr_2O_7^{2-} + 14\,H^+ \rightarrow 2\,Cr^{3+} + 6\,Fe^{3+} + 7\,H_2O$$

或者，可以使用比色法測量波長588 nm處的吸光度，從形成三價鉻(Cr^{3+})的量計算有機碳(Sims and Haby, 1971)。與滴定法相比，比色法的優點是不需要對$Cr_2O_7^{2-}$溶液進行標定。

需要注意的要點：

1. 本方法在表層土壤中總土壤有機碳的回收率通常在75-90%之間，且會隨著土

壤類型和深度而變化。Walkley和Black發現，平均約77%的有機碳通過稀釋過程的熱量回收，他們提出使用1.3的校正係數來解釋未回收的有機碳；

2. 本方法受到某些土壤成分的干擾，導致某些土壤的錯誤結果。氯化物、亞鐵和錳的高級氧化物已被證明在鉻酸混合溶液中發生氧化還原反應，導致有機碳的測值不正確。土壤中存在大量的亞鐵離子或氯離子將導致正誤差，而土壤樣品中具活性的二氧化錳將導致有機碳的負誤差和偏低值。樣品冷卻後，添加磷酸有助於消除樣品中可能存在鐵離子(Fe^{3+})的干擾。氯化物干擾可以在分析前，洗滌土壤移除自由的氯離子(Cl^-)或將硫酸銀(Ag_2SO_4)加入消化酸中使Cl^-沉澱為氯化銀(AgCl)來消除；

3. 對於有機碳含量非常高的土壤，由於樣品中有機碳的氧化不完全，Walkley和Black方法可能導致較低的測試結果。對於碳含量非常高的樣品，應使用較少的樣品量；

4. 本方法用於測定土壤中的有機碳。它不適用於含有大量碳化物質的土壤。

A5.1.3 儀器設備

A5.1.3.1 滴定法

- 分析天平：讀值至0.0001 g，用於製備試劑。
- 精密天平：精密度取決於樣品的重量(表1)。
- 滴定管：50 mL，滴定溶液的精密度為±0.02 mL。
- 定量滴定管/分注器：10.00 mL ± 0.01 mL，具有已知的不確定度，與重鉻酸鉀溶液一起使用。
- 定量分注器：可調至20.0 mL，與濃硫酸一起使用。
- 錐形瓶：500 mL。
- 磁攪拌器和桿。
- 烘箱：溫度可達105℃。
- 定量瓶：1000 mL。
- 玻棒。
- 燒杯：100 mL、250 mL。
- 抽風櫃—抽氣/通風。
- 滴定管和支架。

A5.1.3.2 比色法

- 分析天平：讀值至0.0001 g，用於製備試劑。
- 分光光度計：適用於測量波長600 nm的吸光度。
- 離心管(可承受≥ 130℃的加熱)或玻璃錐形管：容量約為50-75 mL。
- 分注器或移液管：1 mL、5 mL。
- 刻度吸管：1 mL、2 mL。
- 已校正分注器：2 mL、5 mL、10 mL。
- 玻棒。
- 定量瓶：100 mL、500 mL。
- 燒杯：100 mL、250 mL。

A5.1.4 試藥

A5.1.4.1 滴定法

- 去離子水/蒸餾水：電導度值(EC)應< 1.5×10^{-3} dS m^{-1}。
- 重鉻酸鉀標準液，0.167 M (1.0 N)：溶解49.04 g分析級重鉻酸鉀(先在105°C乾燥2小時，並在乾燥器中冷卻至室溫)在去離子水/蒸餾水中，並將溶液稀釋定量至1000 mL。
- 濃硫酸(不低於96%)：用於滴定和比色法，如果土壤存在Cl^-，則每升硫酸添加15 g硫酸銀。
- 磷酸，85%(如果使用二苯胺為指示劑)：加入磷酸與干擾的鐵(III)形成錯合物，以提供更銳利的指示劑顏色變化。
- 指示劑。
- 鄰二氮菲-亞鐵錯合物(o-phenanthroline - ferrous complex)，0.025 M：溶解1.485 g鄰二氮菲一水合物(分析級)和0.695 g硫酸亞鐵($FeSO_4\cdot7H_2O$，分析級)在去離子/蒸餾水中。將溶液稀釋定量至100 mL。鄰二氮菲-亞鐵錯合物也可自G. Frederick Smith Chemical Co. (俄亥俄州，哥倫布市)，以Ferroin的名稱取得。
- 二苯胺磺酸鋇(barium diphenylamine sulfonate)指示劑，0.16%水溶液。
- 滴定劑(titrant)。
- 硫酸亞鐵($FeSO_4$)溶液，0.5 M：溶解140 g分析級硫酸亞鐵($FeSO_4\cdot7H_2O$)在去離子/蒸餾水中，加入15 mL濃硫酸，待溶液冷卻，用去離子/蒸餾水稀釋定量至1000 mL。每天藉由滴定10 mL 0.167 M (1 N)重鉻酸鉀標準液來標定本試劑。
- 硫酸亞鐵銨，0.5 M：將196 g分析級硫酸亞鐵銨($(NH_4)_2Fe(SO_4)_2\cdot6H_2O$)溶於700 mL蒸餾水中，加入20 mL濃硫酸，待溶液冷卻，用蒸餾水稀釋定量至1,000 mL。每天藉由滴定10 mL 0.167 M重鉻酸鉀來標定本試劑。

注意：兩種溶液中的Fe^{2+}在空氣中都會緩慢氧化，因此必須每天使用重鉻酸鹽進行標定。每30天製備新溶液。

A5.1.4.2 比色法

- 去離子水/蒸餾水：電導度值(EC)應< 1.5×10^{-3} dS m^{-1}。
- 重鉻酸鉀，10% (0.34 M)：將50.0 g可追溯或等同分析級$K_2Cr_2O_7$溶解在500 mL去離子/蒸餾水中。
- 蔗糖標準品，4 mg C/mL：稱取0.95 g蔗糖(在105°C乾燥2小時)，溶解在100 mL去離子/蒸餾水中。

本程序涉及危害化學品的使用，在進行實驗之前，請參閱實驗室安全指南或物質安全資料表。

A5.1.5 人員安全

處理任何化學品時，必須佩戴護目鏡、手套和實驗衣。

化學危害

- 重鉻酸鉀是無機化合物，加熱會釋出有毒的鉻煙霧。重鉻酸鉀具有高度腐蝕性，是強氧化劑。該物質是已知的人類致癌物，與罹患肺癌的風險增加有關。
- 硫酸：遠離明火/熱。定期測量空氣中的濃度。在含有排氣/通風的抽風櫃執行操作。請勿將廢液排入下水道。切勿將水倒入酸中稀釋。而是將酸加入水中。
- 衛生：使用所有化學試劑後，用溫和的

肥皂和水洗手，並清潔其他暴露區域。所有滴定和化學品處理均應在抽風櫃進行。

A5.1.6 樣品製備

風乾土壤樣品和過篩至≤2.0 mm 大小。

A5.1.7 程序

A5.1.7.1 滴定法

步驟：

1) 稱量1.0 g風乾土壤(如有必要調整，請參閱表A5.1的推薦指南)放入500 mL錐形瓶。

2) 加入10 mL 0.167 M $K_2Cr_2O_7$，輕輕旋轉錐形瓶以分散溶液中的土壤。

3) 然後小心迅速地沿管壁將20 mL濃硫酸加入懸浮液。

4) 立即輕輕旋轉錐形瓶，直到土壤和試劑混合，然後更劇烈地持續1分鐘。

5) 為了儘量減少熱損失，讓錐形瓶在抽風櫃的隔熱板(insulated sheet)上靜置30分鐘。

6) 將200 mL水加入錐形瓶。
備註：如果實驗無法清晰辨別滴定的終點，請使用耐酸濾紙(例如Whatman No. 540)過濾懸浮液。

7) 加入10 mL 85% H_3PO_4 (如果使用二苯胺磺酸鋇指示劑)。

8) 加入3-4滴鄰二氮菲指示劑或二苯胺磺酸鋇指示劑，並用0.5 M硫酸亞鐵($FeSO_4$)溶液或0.5 M硫酸亞鐵銨($(NH_4)_2Fe(SO_4)_2{\cdot}6H_2O$)溶液滴定懸浮液。

9) 當接近終點時：

   9.1) 「Ferroin」滴定：使用鄰二氮菲指示劑時，溶液呈綠色，然後變為深綠色。此時，一滴滴加入硫酸亞鐵，直到顏色從藍色急劇變為紅色(在白色背景的反射光下呈紫褐色)。

   9.2) 「二苯胺」滴定：使用二苯胺指示劑時，接近滴定終點，顏色變為深紫藍色；減慢加硫酸亞鐵銨的滴定速度。在終點，顏色急劇變為亮綠色。

   以相同方式確定1-3個沒有添加土壤的空白試驗，以標定$K_2Cr_2O_7$。

10) 使用9.1節的公式計算有機碳含量(%)(%OC)，報告以乾物質和帶有2位小數呈現。

表 A5.1｜推薦的分析樣品重量。

樣品重量(g)	有機碳(%)	顏色
0.1	>2	黑、深灰色、深棕色
0.25	≤2	棕色-深棕色、灰-深灰色
0.5	<0.6	棕色

注意：以上只是根據土壤顏色決定樣品使用適當重量的指引。有機碳含量可能因土壤顏色類型而異。通常，描述為深棕色至黑色的深色土壤比顏色較淺的土壤顯示較高的碳和氮含量。本表只是一個指引，不適用於熱帶和亞熱帶地區的氧化土綱。

手動電位滴定

1. 設置用白金電極和甘汞參考電極延伸的pH / mV計，以讀取E值(mV)。將電極和溫度補償計插入溶液中，用磁攪拌器攪拌。高型燒杯可用作錐形瓶的替代品，為電極、溫度補償計和滴定管提供更多空間。
2. 使用未知樣品，藉由記錄測量的E值(mV)和從滴定管添加的滴定劑量(0.5 M $FeSO_4$ 或 0.5 M $(NH_4)_2Fe(SO_4)_2{\cdot}6H_2O$)(mL)，繪製滴定曲線圖。終點在曲線的

反曲點(約750 mV)。當達到該點時，停止後續滴定，然後測量相應的滴定劑消耗量。如果10 mL的重鉻酸鹽被還原超過8 mL，則必須用更少量的土壤樣品，重新測定。

自動電位滴定

使用自動滴定儀，將白金電極接到mV端，甘汞參考電極接到玻璃電極端。為0.5 M硫酸亞鐵或0.5 M硫酸亞鐵銨滴定劑，選用25 mL自動滴定管。

滴定是先繪製如上所述的滴定曲線，然後自動滴定到終點(約750 mV)而決定的。滴定儀設置應遵循滴定儀設備手冊。

如果10 mL的重鉻酸鹽被還原超過8 mL，則必須用更少量的土壤樣品，重新測定。

A5.1.7.2 比色法

步驟：

1) 標準曲線的製備。

2) 在離心管中按照表A5.2規定製備一系列蔗糖標準品(0-8 mg C)。蔗糖標準品和去離子/蒸餾水的體積對應有機碳的質量。

3) 每管加入2.0 mL 10% $K_2Cr_2O_7$ (0.34 M)溶液，混勻。

4) 每管加入5.0 mL H_2SO_4，冷卻靜置30.0分鐘。

5) 每管加入18.0 mL去離子/蒸餾水。

表 A5.2｜標準品製備。

有機碳質量(mg)	4 mg C/mL蔗糖標準品(mL)	水(mL)
0	0.00	2.00
1	0.25	1.75
2	0.50	1.50
3	0.75	1.25
4	1.00	1.00
5	1.25	0.75
6	1.50	0.50
7	1.75	0.25
8	2.00	0.00

6) 樣品製備

6.1) 稱0.5 g土壤樣品(如果要修改樣品質量，請參閱表A5.1)。

6.2) 每管加入2.0 mL 10% (0.34 M) $K_2Cr_2O_7$溶液，混勻。

6.3) 每管加入5.0 mL H_2SO_4，冷卻靜置30.0分鐘。

6.4) 每管加入20.0 mL水。混勻，靜置過夜。

7) 測量

將分光光度計波長設定在600 nm，讀取標準品和樣品的吸光度值。

當檢量線的相關係數等於或大於0.9990時，則繼續進行樣品分析。否則，請查證標準品和試劑是否正確製備、儀器是否正常工作，以及儀器設定是否正確。必須採取矯正措施和記錄矯正措施的細節。

8) 報告

使用結果計算有機碳含量(%OC)，報告以乾物質和帶有2位小數呈現。

A5.1.8 計算

A5.1.8.1 滴定法

從式中：

$$2\,Cr_2O_7^{2-} + 3\,C_o + 16\,H^+ \rightarrow 4\,Cr^{3+} + 3\,CO_2 + 8\,H_2O$$

1 mL 1 N重鉻酸鹽溶液相當於3 mg的碳

反應後，用0.5 M硫酸亞鐵或0.5 M硫酸亞鐵銨滴定過量的Cr_2O_7

$$6\,Fe^{2+} + Cr_2O_7^{2-} + 14\,H^+ \longleftrightarrow 2\,Cr^{3+} + 6\,Fe^{3+} + 7\,H_2O$$

有機碳(OC, %)

$$= \frac{(V_{blank} - V_{sample}) \times M_{Fe^{2+}} \times 0.003 \times 100 \times f \times mcf}{w}$$

式中，

V_{blank}：空白樣品的滴定體積，mL

V_{sample}：樣品的滴定體積，mL

$M_{Fe^{2+}}$：硫酸亞鐵或硫酸亞鐵銨標定濃度，M

0.003：被氧化的碳原子(如下所列)

$$0.003 = \frac{12\ g\ C}{mole} \times \frac{1\ mole\ K_2Cr_2O_7}{6\ moles\ FeSO_4} \times \frac{3\ moles\ C}{2\ moles\ K_2Cr_2O_7} \times \frac{1\ L}{1000\ mL}$$

f：氧化校正係數，1.3

W：土壤樣品重量，g

mcf：水分校正係數(參考水分含量的標準操作程序計算水分校正係數)

注意：氧化校正係數為1.3是必需的，平均來說，本方法只有約77%的有機碳回收率。然而應該考慮到這個係數的值是可變的，因為它受到土壤類型和有機質性質的影響。

A5.1.8.2 比色法

有機碳(OC, %)

$$= \frac{(mg\ C_{sample} - mg\ C_{blank})100 \times f \times mcf}{w, mg}$$

式中，

mg C_{sample}：樣品中碳重量

mg C_{blank}：空白樣品中碳重量

f：氧化校正係數，1.3

W：風乾樣品重，mg

mcf：水分校正係數(參考水分含量的標準操作程序計算水分校正係數)

A5.1.9 品質保證/品質管制

準確度試驗

- 每年至少參加一次實驗室間能力試驗。能力試驗z-分數應小於2。如果未達到，請確認根本原因、制定矯正和預防措施，並解決問題。

- 執行有證參考物質(certified reference material, CRM)的重複分析。將選定實驗室的結果與能力試驗分析報告或有證參考物質證書提供的其他實驗室的結果進行比較。當自己的實驗室結果落在報告目標值的95%信賴區間內時，它被認為是準確的。

精密度試驗

- 對試驗批次的10%樣品，執行重複分析。計算相對標準差百分比(%RSD)，以確定重複分析的精密度是否在規範範圍內。將結果與分析物濃度的目標精密度進行比較(表A5.3)。

$$RSD(\%) = \frac{s}{\bar{x}} \times 100$$

式中，

s：重複分析的標準差

$\bar{x}$：平均值

表 A5.3｜分析物濃度的目標精密度比較。

分析物 (%)	分析比	單位	相對標準差 (%)
100	1	100%	1.3
10	10^{-1}	10%	1.9
1	10^{-2}	1%	2.7
0.1	10^{-3}	0.1%	3.7
0.01	10^{-4}	100 ppm (mg/kg)	5.3
0.001	10^{-5}	10 ppm (mg/kg)	7.3
0.0001	10^{-6}	1 ppm (mg/kg)	11
0.00001	10^{-7}	100 ppb (μg/kg)	15
0.000001	10^{-8}	10 ppb (μg/kg)	21
0.0000001	10^{-9}	1 ppb (μg/kg)	30

品質管制圖

每批次分析至少執行查核樣品或內部參考物質重複分析。將結果繪製在品質管制圖。監控超出規定的限值。如果觀察到超出規定的限值，請確認根本原因，並制定矯正和預防措施。

A5.2 土壤總碳標準操作程序：Dumas乾燒法。摘自全球土壤實驗室網絡標準操作程序(FAO, 2019c)。

全球土壤實驗室網絡	GLOSOLAN-SOP-03	
土壤總碳 Dumas乾燒法	版本：1	第1頁，共10頁
	啟用日期：2019/10/28	

A5.2.1 適用範圍和領域

Dumas乾燒法測定總碳，代表土壤中所有化學形式的碳，也可用其他方法來量化各種形式的碳。例如，Walkley-Black法測量可氧化有機碳。對於乾燒分析總碳，通常使用自動化學分析儀俗稱自動分析儀。使用自動分析儀的優點是提高準確度和變通性。自動分析儀可用於量化碳、氮和硫；缺點是設備初始成本、操作和維護成本，以及全球使用自動分析儀的實驗室數量較少。如果藉由Dumas乾燒法定量總碳，則在樣品製備過程必須格外小心。使用非常少量的樣品時，需將樣品充分均質化。

本程序同時測量有機碳和無機碳。為了只定量有機碳的部份，必須在自動分析儀分析之前除去或定量無機碳的部分。或者，可以單獨量化無機碳，然後從總碳中減去。

A5.2.2 原理

本法基於Dumas乾燒原理。樣品在純氧的高溫(900至1000°C或1400至1600°C)下燃燒。在這些條件下，所有含碳化合物都會完全分解和轉化為碳氧化物(主要是二氧化碳)。自動分析儀使用各種程序(例如，碳氣體檢測器和氣體管柱之間的熱差)，根據存在的碳氧化物濃度測量和報告總碳值。

A5.2.3 儀器設備

- 碳自動分析儀，含所有特定附件和耗材，包括適當的偵測系統。設備還可能分析氮和硫，取決於製造商和型號。
- 分析天平，±0.0001 g，用於稱取樣品和參考物質。
- 滿足自動分析儀製造商要求的研磨系統。
- 坩堝套件(如果需要)，取決於自動分析儀使用的樣本量。

A5.2.4 材料

- 已知碳含量的有證參考物質，用於校正自動分析儀。有證參考物質可能因自動分析儀製造商而異。可以使用天冬胺酸、EDTA、乙醯苯胺或已驗證總碳含量的土壤樣品。
- 氧氣，以及超純度(大於99.99%)的參考

氣體或載氣(例如氦氣)。

- 專用於自動分析儀的耗材。

A5.2.5 健康和安全

本程序不直接使用危險的化學試劑，但仍需適當的安全預防措施。催化劑殘餘物有毒，必須妥善處理。處理試劑和樣品時，必須穿戴手套、實驗衣和護目鏡。當使用特殊試劑(例如，用於設備控制的參考物質)時，請查閱物質安全資料表和進行風險評估。在使用壓縮氣體和高溫設備時，採取必要的預防措施。操作自動分析儀時，請遵循製造商的安全準則。

A5.2.6 樣品製備

按照製造商提供的樣品製備說明使用自動分析儀。很可能，已經前處理(乾燥和通過2 mm篩網)的代表性土壤樣品，必須進行均質化(磨細和均質)，直到整個部分通過尺寸較小的篩網。通常，從母樣品取出具有代表性的子樣品，並將其研磨到可過夠細的篩網。確保研磨設備和篩網不會對樣品造成污染。

A5.2.7 程序

A5.2.7.1 儀器設備的校正

按照自動分析儀手冊的操作說明校正設備。使用製造商提供或推薦的有證參考物質(土壤、乙醯苯胺、碳酸鈣、EDTA、無水葡萄糖等)。有證參考物質應涵蓋測試樣品常見的總碳範圍。按照製造商標籤的指示儲存所有有證參考物質。根據設定的設備程序，還必須重複分析空白樣品來決定基線。

A5.2.7.2 總碳含量的測定

分析程序因製造商而異，請根據製造商的土壤分析指南分析樣品。稱量樣品的質量取決於樣品的總碳和自動分析儀的線性範圍。為了檢查自動分析儀的性能，有證參考物質、管制樣品和空白樣品應在適當的間隔插入批次試驗中。管制和查核樣品的數量和頻率，取決於使用方法和自動分析儀的校正穩定性。

A5.2.8 計算

總碳報告使用國際單位系統，如每公斤土壤含碳公克數，g/ kg。結果報告必須以烘乾土壤計。

報告位數必須符合保留3個數字的慣用規則：

- 大於100的值，不報告小數；
- 介於10和100之間的值，報告為小數點以下1位(0.1)；以及
- 小於10的值，報告為小數點以下2位(0.01)。

A5.2.9 品質保證/品質管制

精密度試驗

- 試驗批次中5%的樣品必須重複，如果批次樣品較少，要保證至少有一個重複樣品。
- 計算相對標準偏差百分比(%RSD)，以確定精密度。

$$\text{RSD}(\%) = \frac{s}{\bar{x}} \times 100$$

式中，

s：重複結果的標準差

$\bar{x}$：平均值

- 將結果與先前指定的精密度比較。
  精密度試驗的驗收要求，必須由使用的設備、環境條件和其他試驗因素，以及資訊使用的規格或要求和農藝準則來定義。如果精度試驗失敗，必須確認失敗原因，且必須制定矯正或預防措施。

回收率試驗

- 根據本標準操作手冊，對分析基質(土壤)的有證參考物質或內部參考物質執行3重複分析。

注意：為了評估儀器性能，應使用不同量的總碳，重複此程序。選擇不同的量可以使用含有不同濃度總碳的有證參考物質或簡單地稱量同一有證參考物質的不同質量來達成。

- 根據下式計算回收百分率：

$$回收率(\%) = \frac{測值平均}{真實值} \times 100$$

這是為常態的工作範圍預定義的。

- 將結果與目標回收率比較。
  必須為常態的工作範圍定義回收率目標。定義應考慮工作條件(例如所用設備的特性和環境條件)，還應考慮預設用途的資訊和任何農藝學標準的規格或要求。如果回收率在有證參考物質目標值報告的95%信賴區間內，則也被認為可以接受的。

如果回收率試驗失敗，必須確認失敗的原因，且必須制定矯正或預防措施。

實驗室間比對

實驗室必須每年至少參加一次實驗室間能力試驗。如果得到的結果有問題或令人不滿意，則需要進行評估，找出問題的根本原因，並制定矯正和預防措施。

品質管制圖

- 在樣品批次試驗中，執行管制樣品或內部參考物質的重複分析。
- 在品質管制圖繪製結果。
- 監測結果。

結果如超出或趨於規定的限值，則必須進行評估。必須進行確認及評估不符合之原因，並制定矯正和預防措施。

A5.3 顆粒有機碳標準操作程序。改編自 Cambardella and Elliot (1993)。

A5.3.1 顆粒有機碳

土壤有機質(SOM)的周轉換藉由土壤微生物的活動，與土壤養分循環息息相關。土壤中有機基質的生物有效性與有機資材的化學品質及其具體保護程度有關。土壤有機質部分可以提供有機質轉換的資訊，只要這些部分與土壤功能或構成成分有關。

土壤有機質轉換的資訊可由土壤部分獲得，只要分離的成分可以與土壤的構成或功能成分相關，進而與生物轉換有關(Christensen, 1987)。根據粒徑的土壤物理分段劃分，已廣泛用於研究土壤有機質(Edwards and Bemner, 1967; Turchenek and Oades, 1979; Anderson *et al.*, 1981; Tiessen and Stewart, 1983; Christensen, 1985; Balesdent *et al.*, 1988; Jocteur Monrozier *et al.*, 1991)，該方法已被證明有助於瞭解來自不同土壤和粒徑部分的有機物的構造和動態特性的差異(Christensen, 1987)。

顆粒有機質(POM)是指土壤分離物在53-2000 μm之間的有機部分(Cambardella and Elliott, 1993)，其碳濃度被稱為顆粒有機碳(POC)。碳分段劃分研究指出，顆粒有機

碳比總有機碳對實施管理措施的變化更敏感(Chan, 2006; Bongiorno *et al.* 2019)。

藉由過篩或過濾分離，包括部分分解的有機殘體(Haynes, 2005)，以及與含有微生物生質量、新鮮植物殘體和分解中有機物(Gregorichet al., 1994)一起的部分。因此顆粒有機碳具有生物和化學活性，是土壤有機碳不穩定(易於分解)庫的一部分。

A5.3.2 實驗室方法

實驗步驟係根據Cambardella和Elliot(1993)和Chan(2001)：

1) 將土芯分開，並通過2 mm篩網。
2) 將過篩的土壤樣品在50℃乾燥過夜。
3) 如有必要，儲存在4℃。
4) 將10 g土壤在30 mL 5 g/ L六偏磷酸鈉溶液中，利用上下翻轉振盪機/往復振盪機，振搖15小時，以充分分散土壤。
5) 使分散的溶液通過53 μm篩網。
6) 用蒸餾水沖洗數次。
7) 過篩後的土壤泥漿，其含有礦物質相關的水溶性碳。
8) 在50℃強制通風的烘箱中蒸發泥漿中的水，並研磨乾燥的樣品。
9) 分析土壤總有機碳(見濕式氧化法或乾燒法，附錄A5.1和A5.2)。
10) 測定非分散土壤樣品碳含量(見濕式氧化法或乾燒法，附錄A5.1和A5.2)。
11) 蒸發土壤泥漿的碳含量與非分散土壤樣品碳含量的差值，被認為等於篩網上保留的碳，也相當於顆粒有機碳。

附件6、光譜技術(摘自 FAO, 2019a)

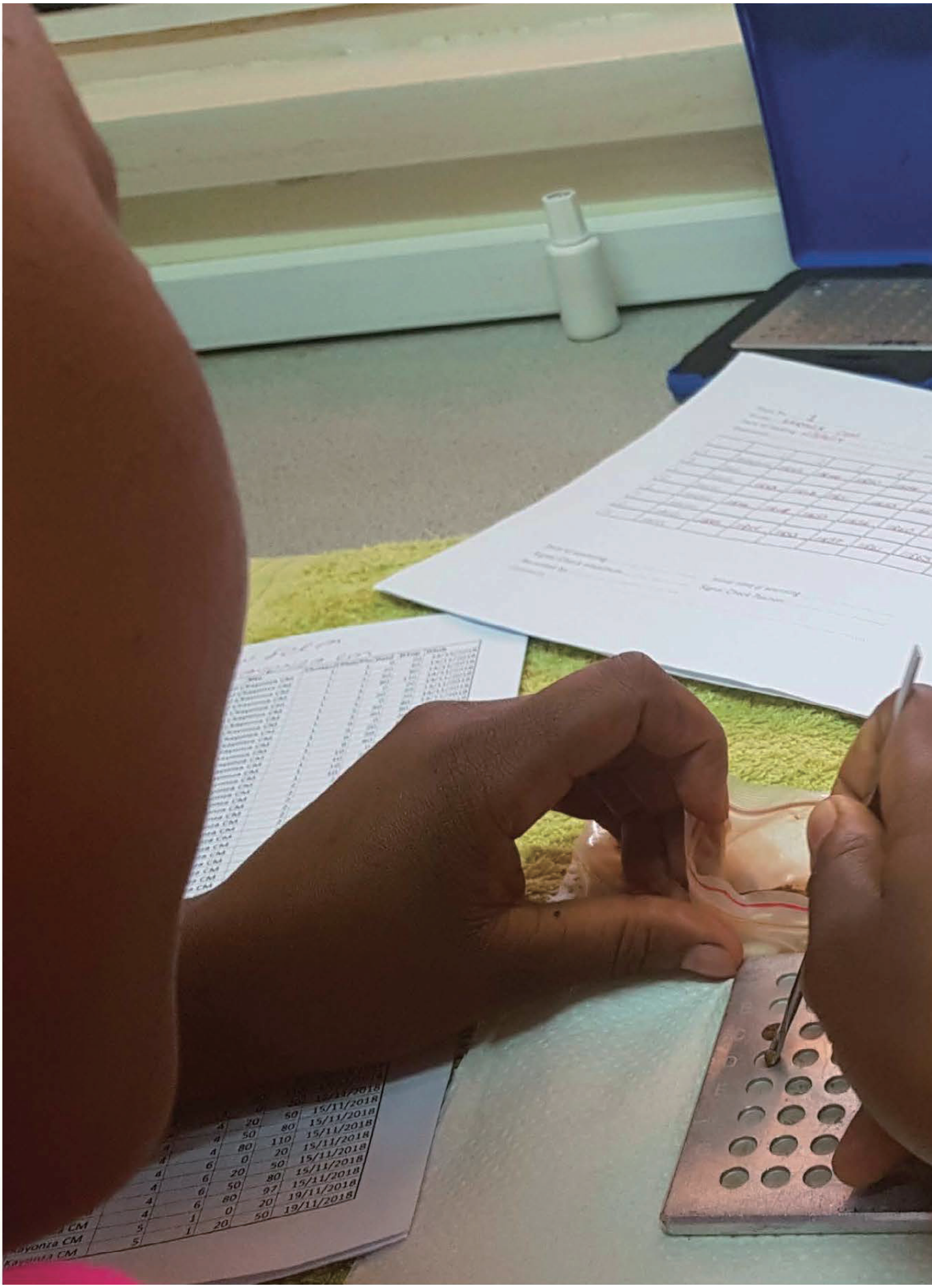
使用乾燒法和濕式氧化法測定土壤有機碳，通常耗時且費力，特別是如果必須分析大量樣品(見第A4節，取樣編號)。擁有大量土壤有機碳數據還有助於減少因土壤有機碳的高度空間變異而導致的量測不確定度。

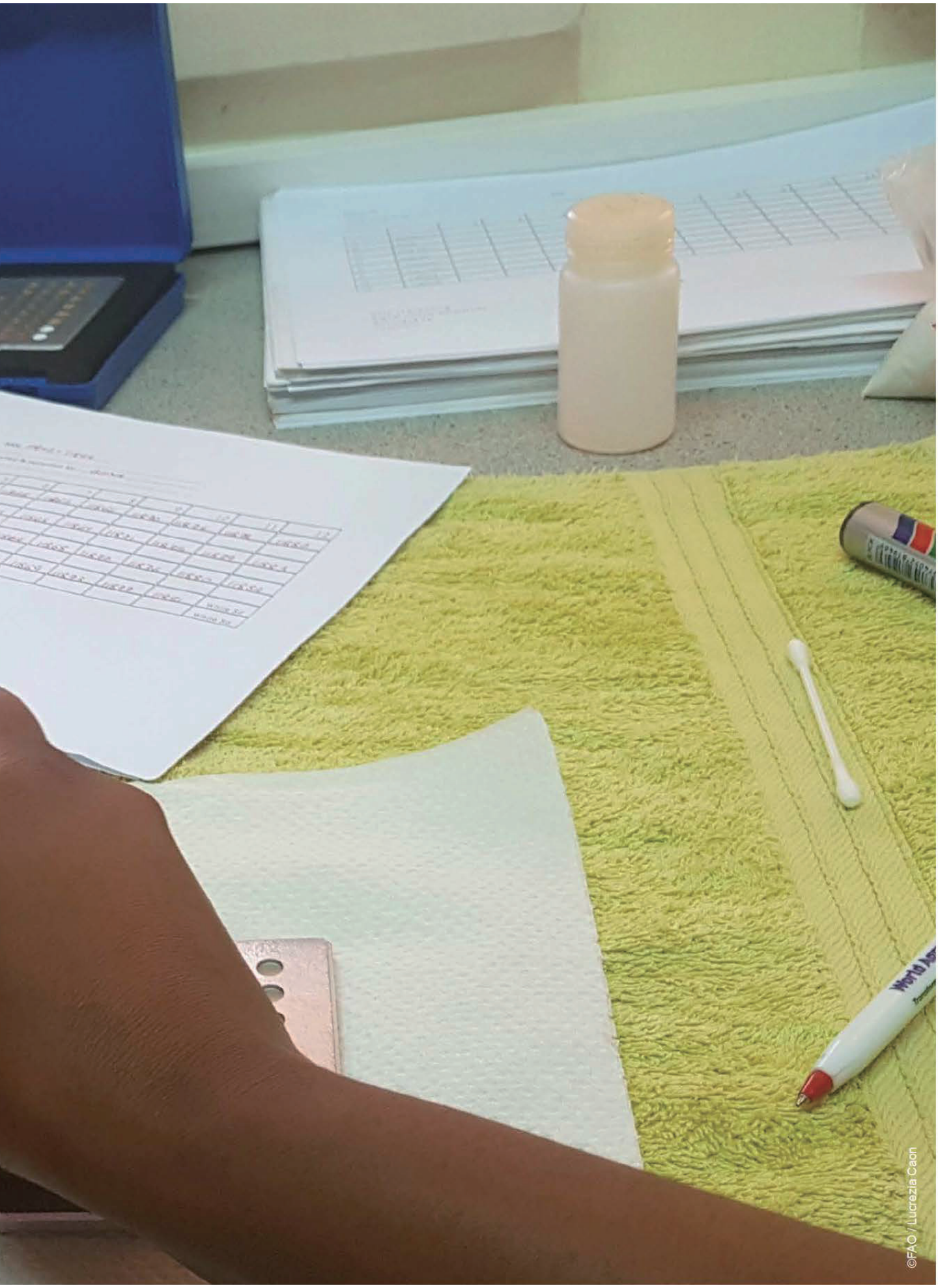
光譜學為傳統土壤有機碳測試提供相對快速、低成本、非破壞性的替代方案(Bellon-Maureland and McBratney, 2011; Viscarra Rossel *et al*., 2016)。土壤光譜利用電磁輻射與物質的交互作用來表現土壤樣品的物理和生化組成。其原理是光照射在土壤樣品後，反射光(可見-近紅外光、近紅外光或中紅外光)的性質反映土壤礦物和有機成分的分子振動。偵測器接收不同波長的反射或吸收光，產生的訊號圖稱為光譜。因此光譜特徵既提供分子官能基特性的綜合訊號，也提供預測幾種慣用測量土壤特性的方法(Nocita *et al*., 2015)。

有許多數學方法及其組合，已被用於開發估計土壤有機碳和其他土壤性質的模型(Gobrecht *et al*., 2014)。可以針對土壤有機碳測定的不同規模(從區域到地方)開發化學計量模型(Madari *et al*., 2005; Clairotte *et al*., 2016)，取決於規模、校準樣品組的代表性、光譜預處理、化學計量方法和採樣方法(Jiang *et al*., 2017; Guo *et al*., 2017; Roudier *et al*., 2017)，額外的誤差將納入判定，預測誤差。在決定採用土壤有機碳預測方法時，應考慮此誤差。

其他新興和有前景的技術是雷射感應破壞光譜儀(LIBS) (Senesi and Senesi, 2016; Knadel *et al*., 2017)和中子感應伽馬射線光譜儀(Wielopolski *et al*., 2010, 2011)。雷射感應破壞光譜儀是具有成本效益的技術，具有快速分析土壤中存在元素的潛力。它已經成功地與多變數校準結合，以進行總碳測量(da Silva *et al*., 2008; Belkov *et al*., 2009)，以及區分有機碳和無機碳(Martin *et al*., 2013)，也發展出手持式設備(da Silva *et al*., 2008; Rakovský *et al*., 2014)。

當有充分化學計量校準技術能力時，可以使用光譜技術。應在相對應的報告中附上證據(科學期刊、大學論文、地方研究報告或項目贊助者開展的工作)，證明該方法的使用適合專案所在的農業生態區。





©FAO / Lucrezia Caon