

引用出處：

FAO. 2019. 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. Licence: CC BY-NC-SA 3.0 IGO.

畜禽環境評估績效指南(The LEAP guidelines)會不斷地更新，請瀏覽下列網址以確保使用最新版本：
<http://www.fao.org/partnerships/leap/publications/en/>

本資訊產品所使用的說明與呈現的資料不代表聯合國糧食與農業組織(FAO)對任何國家、領土、城市、區域或其當局的立法或發展狀況，或對其邊境或邊界劃定表示任何意見。文中所提及的特定公司或製造商產品，無論他們是否已取得專利，皆不代表這些產品已獲得 FAO 的認可或推薦，或優於未提及的其他類似性質的產品。

本資訊產品係陳述作者群的觀點，未必能反映 FAO 的觀點或政策。

ISBN 978-92-5-131408-1

© FAO, 2019 (English edition)

© National Chung Hsing University, 2024 (Traditional Chinese translation)



保留部分權利。此著作採用創用 CC 授權(Creative Commons)－姓名標示(Attribution)－非商業性(NonCommercial)－相同方式分享(ShareAlike) 3.0 IGO 許可(CC BY-NC-SA 3.0 IGO; <https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/3.0/igo/legalcode/legalcode>)。

根據授權許可條款，只要此著作有被適當引用，便可為非商業目的進行複製、再散布和改編。重新使用此著作時，不應暗示 FAO 認可特定組織、產品或服務，亦不允許使用 FAO 標誌。若改編此著作，必須採用相同或同等之創用授權許可。若為翻譯本，須包含引用出處及以下免責聲明：「此譯本非聯合國糧食及農業組織(FAO)所製作，FAO 對此譯本內容及準確性不具責任，請以原文著作為主要版本。」

若在本許可下發生了無法和平解決之爭議時，將按照許可協議第 8 條所述進行調解和仲裁。適用之調解規則為世界智慧財產權組織(World Intellectual Property Organization)之調解規則 <http://www.wipo.int/amc/en/mediation/rules>，任何仲裁將按照聯合國國際貿易法委員會(UNCITRAL)仲裁規則執行。

第三方資料。若使用者希望重新使用本著作中第三方資料，例如圖格、圖片或照片，應自行負起確認是否需取得許可之責任，並獲得版權所有者許可後才能重新使用本著作中資料。因侵犯作品中任何第三方所有之資料而引起之索賠風險，需完全由使用者承擔。

銷售、權利或許可。FAO 相關資訊產品可在 FAO 網站(www.fao.org/publications)上取得，或透過 publications-sales@fao.org 購買。商業用途得透過以下網址申請：www.fao.org/contact-us/licence-request。有關權利和許可之查詢請來信至：copyright@fao.org。

Photo cover: © FAO / Vegard Martinsen

目錄

引言	vi
致謝	viii
多階段審查過程	xii
贊助商、顧問與社群	xiii
縮寫與縮略語	xiv
詞彙表	xv
執行摘要	xviii
第 1 章、前言	1
1.1 目的及潛在使用者	1
1.2 範圍	1
1.2.1 土地利用系統	2
1.2.2 土壤碳	2
1.3 土壤有機質與土壤有機碳	2
1.4 畜禽系統與土壤有機碳	3
1.5 土地利用變化、土地管理和土壤有機碳儲量	8
第 2 章、土壤有機碳儲量的測定	9
2.1 前言：測定土壤有機碳儲量的必要性	9
2.2 規劃採樣	11
2.2.1 樣點異質性和分區	11
2.2.2 採樣策略	14
2.2.3 混合	17
2.2.4 採樣深度	17
2.3 誤差和不確定性	19
2.4 土壤處理和分析	22
2.4.1 乾燥、研磨、過篩、均質和歸檔	22
2.4.2 總體密度	24
2.4.3 地下有機碳的粗粒部分	29
2.4.4 無機碳	29
2.5 土壤有機碳總量測定的分析方法	30
2.5.1 乾燒法	31
2.5.2 利用重鉻酸鹽離子對有機碳化合物的濕分解/氧化作用	31
2.5.3 燃燒失重法	32
2.5.4 土壤有機碳測定的光譜技術	33
第 3 章、監測土壤有機碳儲量變化—針對基準期的重複測量和基線情境的測量	37
3.1 土壤有機碳儲量變化監測策略的規劃和實施	37
3.2 透過基線測量來估算土壤有機碳儲量變化的介紹	38
3.2.1 土壤有機碳儲量變化監測的誤差和偏差來源	40
3.3 樣本數	40

3.3.1 對土壤有機碳儲量和變異進行預採樣作為樣本數指引	40
3.3.2 使用最小可偵測差異值來確定樣本數	41
3.4 採樣頻率	45
3.5 計算土壤有機碳儲量變化	46
3.5.1 等土壤質量	46
3.5.2 計算土壤有機碳儲量變化	48
第4章、數據管理和報告	55
4.1 處理數據	55
4.1.1 蒐集數據	55
4.1.2 數據處理	56
4.1.3 數據存儲和檢索	56
4.1.4 數據品質管制	57
4.2 報告結果	58
第5章、監測土壤有機碳變化—大氣碳通量的淨平衡	59
第6章、建立土壤有機碳變化的模型	63
6.1 前言	63
6.1.1 什麼是模型及它的用途是甚麼：決策支持及報告	63
6.2 不同的模型建立方法	64
6.2.1 一級模型：經驗模型	65
6.2.2 二級模型：土壤模型	68
6.2.3 三級模型：生態系統模型	70
6.3 決定方法	71
6.3.1 技術能力和運行數據	74
6.4 執行	75
6.4.1 數據有效性	75
6.4.2 模型初始化	77
6.4.2.1 初始化的挑戰和方法	77
6.4.3 結果確證	78
6.5 不確定性和敏感度分析	81
6.5.1 敏感度和不確定性—前言	81
6.5.2 敏感度分析	83
6.5.3 校正	85
6.5.4 來自校正和確證的不確定性估算	85
6.5.5 模型預測的不確定性	85
6.5.6 一般指南	86
第7章、土壤有機碳的空間解讀和尺度轉換	89
7.1 介紹	89
7.2 空間推估的採樣	90
7.3 土壤有機碳預測的內插法	92
7.4 地理統計學	94
7.5 數位土壤繪圖	99
7.6 內插技術的實際應用	101

第 8 章、將土壤有機碳的變化納入生命週期評估	103
8.1 前言	103
8.2 將土壤有機碳儲量變化納入生命週期評估	105
8.2.1 系統邊界與判斷標準	105
8.2.2 生命週期數據(土壤有機碳數據或模型)的代表性與適用性	106
8.2.3 所需數據與資訊的類型、品質與來源	106
8.2.4 系統之間的比較	106
8.2.5 鑑別關鍵的審查需求	107
8.2.6 新興的報告要求	107
 附錄	
附錄 1、關於模型初始化的技術資訊	111
A1.1 初始化的困難與策略	111
A1.2 在比較兩個或多個同時發生情境時土壤碳庫大小的初始化較不具重要性	113
A1.3 初始化指南	115
附錄 2、使用蒙地卡羅方法進行模式校正與不確定性評估的技術細節	117
參考文獻	118

引言

本指南是畜禽環境評估和績效(Livestock Environmental Assessment and Performance, LEAP)夥伴關係的成果，該夥伴關係是通過更好的方法、衡量標準和數據來提高畜禽供應鏈之環境永續性的多方利害關係人倡議(Multi-Stakeholder Initiatives, MSI)。

本指南制定的方法學其目的為建立國際一致性測量與模擬草原和牧場土壤碳儲量及其變化的方法，以便將碳吸存或損失納入畜禽供應鏈的環境評估中。本方法學致力於增進對碳吸存的了解，並促進改善畜禽系統的環境效益。

畜牧業為人為引起溫室氣體排放的主因，由於草原和牧場面積約占全球 70% 的農業用地，因此仍具有透過其土地土壤碳吸存來減少產業總排放量的潛力。

碳吸存相當於土壤碳儲量的增加，可以在農場層級進行測量，或以不同方式估算碳通量的平衡。

這項工作旨在為測量和模擬土壤碳儲量變化建立共識，以便正確報告碳吸存。忽視或誤計碳吸存往往導致對畜牧產品環境足跡的誤解，也影響綠色飲食建議的選擇名單。此外，測量土壤碳儲量的變化對於在《巴黎協定》的國家自定預期貢獻(Intended Nationally Determined Contributions, INDCs)和《2030 年永續發展議程》背景下制定的國家目標中的監測進度乃至關重要。

本指南所包含的目的包括：

- 在產業利害關係人達成共識的基礎上，制定一個以科學為基礎的統一方法。
- 在現有或發展中的方法之中，建議採用一種實用科學方法。
- 推廣與全球畜禽業供應鏈相關的測量和模擬土壤碳儲量變化的統一方法。
- 釐清在方法中存在含糊不清或不同意見的部分。

在制定過程中，將會針對本指南進行技術審查和公開審查。其目的是為了加強所提供的建議，並確保技術文件滿足那些尋求合理評估來改善土壤碳吸存和環境性能的使用者需求。本文件會隨著行業的發展和更多的利害關係人參與畜禽環境評估和績效，以及新的方法框架和數據的出現來進行更新和改進。

由畜禽環境評估和績效夥伴關係所制定的準則之所以被重視係因為它們代表了一個跨產業和國際間不懈地努力且經協調的評估方法。期望這種協調會帶來更多的理解、透明的應用和衡量標準的交流，更重要的是在環境績效方面能達到真正可衡量的改善。

Ruy Fernando Gil，烏拉圭(LEAP 主席, 2018)

Pablo Manzano，國際自然保護聯盟(International Union for Conservation of Nature, IUCN) (LEAP 主席, 2017)

Hsin Huang，國際肉類秘書處(International Meat Secretariat, IMS) (LEAP 主席, 2016)

Henning Steinfeld，聯合國糧食及農業組織(Food and Agriculture Organization of the United Nations, FAO) (LEAP 共同主席)

致謝

作者群與發展過程

土壤碳儲量變化技術顧問團(TAG)，以下簡稱土壤碳顧問團，由來自不同背景以及研究和推廣服務領域的專家組成，包含土壤科學、生態學、畜禽生產系統、動物科學、農業科學、能力發展和生命週期評估(LCA)。土壤碳顧問團是由畜禽環境評估和績效(LEAP)夥伴關係所組成。

根據目標與評估範圍，本指南可與其他畜禽環境評估和績效(LEAP)指南結合使用。

本指南是畜禽環境評估和績效(Livestock Environmental Assessment and Performance, LEAP)夥伴關係的成果，以下團體對其發展作出了貢獻：

土壤碳顧問團進行了背景研究，並制定了本指南的核心技術內容。土壤碳顧問團由 37 位專家學者組成：

Pete Millard (co-chair, Manaaki Whenua Landcare Research, New Zealand), Fernando A. Lattanzi (co-chair, Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria-INIA, Uruguay), Aaron Simmons (Department of Primary Industries NSW, Australia), Amanullah (Dept Agronomy, The University of Agriculture Peshawar, Pakistan), Beáta Eموke Madari (EMBRAPA, Brazil), Bernard Lukoye Fungo (National Agricultural Research Organisation, Uganda), Beverley Henry (Queensland University of Technology, Australia), Bhanooduth Lalljee (University of Mauritius, Mauritius), Brian McConkey (Agriculture and Agri-Food Canada, Swift Current, Canada), Carolyn Hedley (Manaaki Whenua Landcare Research, New Zealand), Chiara Piccini (Council for Agricultural Research and Economics, Italy), Christopher Poeplau (Thünen Institute of Climate-Smart Agriculture, Germany), Daniel Rasse (Norwegian Institute of Bioeconomy Research-NIBIO, Norway), Dario Arturo Fornara (Agri-Food & Biosciences Institute, UK), Denis Angers (Agriculture and Agri-Food Canada, Canada), Ermias Aynekulu (World Agroforestry Centre, Kenya), Esther Wattel (National Institute for Public Health and the Environment, Netherlands), Francisco Arguedas Acuna (Instituto Nacional de Innovación y Transferencia en Tecnología Agropecuaria-INTA, Costa Rica), Gary John Lanigan (TEAGASC, Ireland), Guillermo Peralta (National Institute of Agricultural Technology, Argentina), Johnny Montenegro Ballesteros (Costa Rican Government, Costa Rica), Jorge Álvaro-Fuentes (Spanish National Research Council, Spain), Katja Klumpp (INRA, France), Martine J. J. Hoogsteen (National Institute for Public Health and the Environment, Netherlands), Mia Lafontaine (Friesland Campina, Netherlands), Miguel A. Taboada (National Institute of Agricultural Technology, Argentina), Miguel Mendonça Brandão (Royal Institute of Technology, Sweden), Otgonsuren Avirmed (Wildlife Conservation Society of Mongolia, Mongolia), Prakaytham Suksatit (National Metal and Materials Technology Centre, Thailand), Roberta Farina (Council for Agricultural Research and Economics, Italy), Roland Kroebe (Agriculture and Agri-Food Canada, Canada), Tantely Razafimbelo (University of Antananarivo, Madagascar), Valério D. Pillar

(Federal University of Rio Grande Do Sul, Brazil), Vegard Martinsen (Norwegian University of Life Sciences–NMBU, Norway), Viridiana Alcantara Cervantes (Food and Agriculture Organization of the United Nations / Federal Office for Agriculture and Food, Germany), Xiyang Hao (Agriculture and Agri-Food Canada, Canada), and Yuying Shen (Lanzhou University, China).

LEAP 秘書處負責協調和促進 TAG 的工作，對內容的確立做出指導和貢獻，確保了各項準則間的一致性。LEAP 秘書處設立於 FAO，由以下組成：

Camillo De Camillis (LEAP manager), Carolyn Opio (Technical officer and Coordinator), Félix Teillard (Technical officer), Aimable Uwizye (Technical officer) and Juliana Lopes (Technical officer, until December 2017). Viridiana Alcantara Cervantes (Food and Agriculture Organization of the United Nations) supported the Secretariat and was in charge of this LEAP work stream from the FAO Climate, Biodiversity, Land and Water Department (CB) under supervision of Ronald Vargas (Technical officer and Secretary of the Global Soil Partnership).

LEAP 指導委員會為夥伴關係活動提供了全面性的指導，並幫助審查和批准公開發佈的準則。在制定準則期間，LEAP 指導委員會由以下組成：

指導委員會成員

Douglas Brown (World Vision, until December 2016), Angeline Munzara (World Vision, since November 2016, South Africa), Richard de Mooij (European Livestock And Meat Trading Union, EUCBV; International Meat Secretariat, IMS), Matthew Hooper (Embassy of New Zealand, Italy, until 2018), Don Syme (Embassy of New Zealand, Italy, since May 2018), Alessandro Aduso (Ministry for Primary Industries, New Zealand, since 2018), Victoria Hatton (Ministry for Primary Industries, New Zealand, since January 2017), Peter Ettema (Ministry for Primary Industries, New Zealand), Hsin Huang (IMS, France, LEAP Chair 2016), Gaelle Thyriou (Beef + Lamb, IMS, New Zealand), Ben O' Brien (Beef + Lamb, New Zealand, IMS, from January to December 2017), Jean-Pierre Biber (International Union for Conservation of Nature, IUCN, Switzerland), María Sánchez Mainar (International Dairy Federation, IDF, since January 2018, Belgium), Caroline Emond (IDF, Belgium, since January 2018), Lionel Launois (Ministère de l'Agriculture, France), Pablo Manzano (IUCN, Kenya, LEAP Chair 2017), Nicolas Martin (European Feed Manufacturers' Federation, FEFAC, Belgium; International Feed Industry Federation, IFIF), Frank Mitloehner (University of California, Davis, IFIF, the United States of America, LEAP Chair 2013), Anne-Marie Neeteson-van Nieuwenhoven (International Poultry Council, IPC, the Netherlands, until May 2018), Peter Bradnock (IPC, since May 2018), Edwina Love (Department of Agriculture, Food and the Marine, Ireland), Frank O'Mara (Teagasc–Agriculture and Food Development Authority, Ireland), Lara Sanfrancesco (IPC, Italy), Nicoló Cinotti (IPC, Italy, since May 2018), Marilia Rangel Campos (IPC, Brazil), Alexandra de Athayde (IFIF, Germany), Julian Madeley (International Egg Commission, IEC, United Kingdom), Dave Harrison (Beef + Lamb, New Zealand, IMS, until December 2016), Paul McKiernan (Department of Agriculture, Food and the Marine, Ireland, until December 2016, LEAP Co-chair 2015), Representatives of the International Planning Committee for World Food Sovereignty, Jurgen Preugschas (Canadian Pork Council, Canada, IMS), Nico van Belzen (IDF, Belgium, until December 2017), Elsbeth Visser (Ministerie van Economische Zaken en Klimaat, EZK, the

Netherlands, from July 2015 to July 2016), Niek Schelling (EZK, the Netherlands, from July 2017 until July 2018), Henk Riphagen (EZK, the Netherlands, from July 2016 until July 2017), Kim van Seeters (Ministry of Agriculture, the Netherlands, since July 2018), Hans-Peter Zerfas (World Vision, until December 2017), Gianina Müller Pozzebon (Permanent representation of Brazil to FAO, Italy, since March 2018), Felipe Heimbürger (Division of Basic Commodities, Ministry of Foreign Affairs, Brazil, since September 2017), Eric Robinson (Alternate Permanent Representative of Canada to FAO, until September 2017), Tim McAllister (Agriculture and Agri-Food Canada), Robin Mbae (State Department of Livestock, Kenya), Julius Mutua (State Department of Livestock, Kenya), Mauricio Chacón Navarro (Ministerio de Agricultura y Ganadería, MAG, Costa Rica), Fernando Ruy Gil (Instituto Nacional de Carnes, INAC, Uruguay, LEAP Chair 2018), Walter Oyhantcabal (Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca, Uruguay), Francois Pythoud (Permanent representative of Switzerland at FAO), Alwin Kopse (Swiss Federal Office for Agriculture, FOAG, Switzerland), Jeanine Volken (FOAG, Switzerland), Martin Braunschweig (Agroscope, Switzerland, until December 2017), Jennifer Fellows (Permanent Representation of Canada to FAO), Emmanuel Coste (Interbev, France, IMS), Beverley Henry (International Wool and Textile Organization, IWTO, Australia, from January 2016 to December 2017), Dalena White (IWTO, Belgium), Paul Swan (IWTO, Australia, since March 2018), Sandra Vijn (World Wildlife Fund, WWF, the United States of America), Pablo Frere (World Alliance of Mobile Indigenous Peoples, WAMIP, Argentina), Henning Steinfeld (FAO-LEAP Vice-Chair), Carolyn Opio (FAO, Italy, LEAP Secretariat Coordinator since Jan 2015), and Camillo De Camillis (LEAP manager, FAO), Damien Kelly (Irish Embassy in Italy, until June 2018), Gary John Lanigan (Teagasc–Agriculture and Food Development Authority, Ireland), Paul McKiernan (Department of Agriculture, Food and the Marine, DAFM, Ireland, until December 2016, LEAP Co-Chair 2015), Roberta Maria Lima Ferreira (Permanent representation of Brazil to FAO, Italy, until October 2017), Renata Negrelly Nogueira (from October 2017 until March 2018), Delanie Kellon (IDF, until December 2017), Aimable Uwizeye (FAO), Felix Téillard (FAO), Juliana Lopes (FAO, until December 2017).

觀察員

Margarita Vigneaux Roa (Permanent representation of Chile to FAO), Zoltán Kálmán (Hungarian Embassy in Italy), István Dani (Ministry of Agriculture, Hungary, since December 2017), Officers of the Permanent Representation of Italy to the UN Organizations in Rome, Yaya Adisa Olaitan Olaniran (Embassy of Nigeria in Italy), Officers of the United States of America Embassy in Italy and of USDA, the United States of America, Ian Thompson (Sustainable Agriculture, Fisheries and Forestry Division, Australia), Rosemary Navarrete (Sustainable Agriculture, Fisheries and Forestry Division, Australia), Mark Schipp (Department of Agriculture and Water Resources, Australia), María José Alonso Moya (Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Spain), Wang Jian (Department of Livestock Production, Ministry of Agriculture, People's Republic of China), Li Qian (Department of International Cooperation, Ministry of Agriculture, People's Republic of China), Tang Liyue (Permanent Representation of People's Republic of China to the United Nations Agencies for Food and Agriculture in Rome), Nazareno Montani (Permanent

Representation of Argentina to FAO), Margarita Vigneaux Roa (Embassy of Chile in Italy), Keith Ramsay (Department of Agriculture, Forestry and Fisheries, South Africa), Madan Mohan Sethi (Embassy of India in Italy), Lucia Castillo-Fernandez (European Commission, Directorate-General for International Cooperation and Development, Belgium), Rick Clayton (Health for Animals, Belgium), Eduardo Galo (Novus International), Coen Blomsma (European Union vegetable oil and protein meal industry association, Fediol, Belgium), Jean-Francois Soussana (INRA, France), Fritz Schneider (Global Agenda For Sustainable Livestock), Eduardo Arce Diaz (Global Agenda for Sustainable Livestock), Harry Clark (Global Research Alliance), Angelantonio D'Amario (EUCBV, Belgium, IMS), Brenna Grant (Canadian Cattlemen's Association, IMS), Philippe Becquet (DSM, Switzerland, IFIF), Maria Giulia De Castro (World Farmers Organization, WFO, Italy), Danila Curcio (International Co-operative Alliance, Italy), Matthias Finkbeiner (International Organization for Standardization, ISO; TU Berlin, Germany), Michele Galatola (European Commission, Directorate-General for Environment, Belgium), James Lomax (UN Environment), Llorenç Milà i Canals (Life Cycle Initiative, UN Environment), Paul Pearson (International Council of Tanners, ICT, United Kingdom), Primiano De Rosa (Unione Nazionale Industria Conciaria, ICT, Italy), Christopher Cox (UN Environment), Gregorio Velasco Gil (FAO), James Lomax (UN Environment), Franck Berthe (World Bank), Patrik Bastiaensen (OIE), An de Schryver (European Commission, Directorate-General for Environment, Belgium), and Brian Lindsay (Global Dairy Agenda for Action), Judit Berényi-Üveges (Ministry of Agriculture, Hungary), Csaba Pesti (Agriecon- omy research institute, Hungary), María José Alonso Moya (Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Spain), Pierre Gerber (World Bank), Rogier Schulte (Wageningen University, the Netherlands, LEAP Co-Chair 2015 on behalf of Ireland), Peter Saling (ISO, since February 2018; BASF), Erwan Saouter (European Food Sustainable Consumption and Production Roundtable), Ana Freile Vasallo (Delegation of the European Union to the Holy See, Order of Malta, UN Organisations in Rome and to the Republic of San Marino, until September 2016).

LEAP 夥伴關係的其他技術顧問團雖然未直接負責編寫本指南，但仍間接地對該技術文件作出了貢獻。

由 Pete Millard (Manaaki Whenua Landcare Research, New Zealand)與 Camillo De Camillis, Enrico Masci, Ginevra Virgili and Claudia Ciarlantini (FAO)組成的團隊負責該出版物的編輯、校對、圖片設計和編排。

多階段審查過程

土壤碳顧問團在 2017 和 2018 年間制定的初步指南草稿經外部同儕審查後修訂並遞交公共審查。Matthew Brander (ISO, The University of Edinburgh), Jean-Baptiste Dollé (IDELE, France), Wim de Vries (Wageningen University), Marie Trydeman Knudsen (Aarhus University, Denmark), Budiman Minasny (University of Sydney), Bruno José Rodrigues Alves (Embrapa, Brazil) 和政府間土壤技術專門委員會於 2018 年初對該指南執行了同儕審查。

LEAP 秘書處在將該技術指南遞交外部同儕審查和公共審查前對其進行審查。LEAP 指導委員會也在制定指南的各階段進行了審查，並在批准發佈公共審查前提出了額外的意見回饋。聯合國糧農組織的氣候、生物多樣性、土地與水資源部門(CB)、世界自然基金會(WWF)、加拿大農業及農業食品部、匈牙利和哥斯大黎加也提供了意見回饋。公共審查始於 2018 年 5 月 23 日，並於 2018 年 8 月 22 日結束，審查期間的情況也透過文章發佈在 FAO 的網站上。致力於生命週期評估和畜禽溫室氣體排放量及移除量計算的學界，透過全球研究聯盟的國家網絡、「千分之 4 倡議」，以及在氣候變遷農業調適(the Mitigation of Climate Change in Agriculture, MICCA)計畫論壇的畜禽和減緩氣候變遷農業討論小組、氣候智慧型農業全球聯盟(the Global Alliance for Climate-Smart Agriculture, GACSA)、國際乳業聯盟(IDF)，以及 PRé Consultants 持有的 LCA 列表得到了警示，並透過郵件列表、公告、社群網路的文章和通訊通知土壤碳儲量評估和碳封存的專家學者。

FAO 官員們被鼓勵透過 FAO 畜禽技術網路通訊與邀請氣候、生物多樣性、土地與水資源部門(CB)、全球土壤夥伴關係秘書處和其政府間土壤技術專門委員會參與公共審查。LEAP 秘書處亦透過受邀參加生命週期倡議和國際科學研討會議，包含全球永續畜禽議程、歐洲食品永續性消費和生產圓桌會議、世界農民組織和歐盟產品環境足跡，發表口頭演講。下列人士參與了公共審查，為提高本技術手冊的品質做出貢獻：Brenna Grant (Canfax Research Services, Canadian Cattlemen's Association), Amanullah (Dept Agronomy, The University of Agriculture Peshawar, Pakistan), María Sánchez Mainar (IDF), and Hans Blonk (Blonk Consultants)。後者受邀核對本技術指南與其他用於核算直接土地利用變化的溫室氣體排放量的 LEAP 準則及技術文件的一致性。

贊助商、顧問與社群

FAO 非常感謝 LEAP 合作夥伴在各層級提供的寶貴貢獻，特別感謝透過資金和一些實務貢獻方式持續地支持夥伴關係的下列國家：法國、愛爾蘭、荷蘭、紐西蘭、加拿大、瑞士與烏拉圭。亦感謝法國國家農業科學研究院(INRA)對 LEAP 夥伴關係的資金和實務貢獻，特別感謝以下參與指導委員會中的公民社會團體與非政府組織的實務貢獻：國際糧食主權規劃委員會(International Planning Committee for Food Sovereignty)、國際自然保護聯盟(International Union for Conservation of Nature, IUCN)、世界移動原住民聯盟(The World Alliance of Mobile Indigenous People, WAMIP)、世界展望會(World Vision)和世界自然基金會(World Wildlife Fund, WWF)。以下國際組織和屬於 LEAP 私人企業部門亦透過資金和/或實務貢獻，在支持專案方面扮演了重要角色：國際乳業聯盟(International Dairy Federation, IDF)、國際雞蛋委員會(International Egg Commission, IEC)、國際飼料工業聯盟(International Feed Industry Federation, IFIF)、國際肉類秘書處(International Meat Secretariat, IMS)、國際家禽協會(International Poultry Council, IPC)、國際製革協會(International Council of Tanners, ICT)、國際羊毛紡織組織(International Wool and Textile Organization, IWTO)、歐洲蔬菜油與蛋白質肉類工業協會(European Union vegetable oil and protein meal industry association, Fediol)、動物健康、全球飼料 LCA 研究所(Global Feed LCA Institute, GFLI)、DSM Nutritional Products AG 與 Novus International。全球土壤夥伴關係的政府間土壤技術專門委員會和紐西蘭提供了大量的實務貢獻。最後但同樣重要的，LEAP 夥伴關係亦感謝國際標準組織(International Organization for Standardization, ISO)、聯合國環境署(UN Environment)和歐洲聯盟委員會(European Commission)提供的諮詢，很高興與全球研究聯盟(Global Research Alliance)、生命週期倡議(Life Cycle Initiative)、全球土壤夥伴關係(Global Soil Partnership)、千分之 4 倡議(4 per 1000 initiative)、氣候智慧型農業全球聯盟(Global Alliance for Climate-Smart Agriculture, GACSA)建立交流網絡並在永續畜禽業的全球議程下分享成果。

縮寫與縮略語

C	carbon	碳
ESM	equivalent soil mass	等土壤質量
GHG	greenhouse gas	溫室氣體
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change	聯合國政府間氣候變化專門委員會
LCA	life cycle assessment	生命週期評估
MDD	minimum detectable difference	最小可偵測差異
MRV	monitoring, reporting and verification	監測、報告及查證
OC	organic carbon	有機碳
SIC	soil inorganic carbon	土壤無機碳
SOC	soil organic carbon	土壤有機碳
SOM	soil organic matter	土壤有機質
UNFCCC	United Nations Framework Convention on Climate Change	聯合國氣候變遷綱要公約

詞彙表

Bias	偏差	一般來說，偏差所代表的是結果或推論與事實的偏差，或導致這種偏差的過程。更具體地說，在一項研究中使用的統計方法並未得到預期估算的量，或是沒有檢驗待測試的假設。
Carbon estimation area (CEA)	碳估算區	由分區組成的區域，將對其進行土壤有機碳儲量估算。
Confidence interval	信賴區間	從樣本觀測值中計算出的數值範圍，以特定的概率被認為包含真正的參數值。例如，95%的信賴區間意味著當估算過程一再重複，預計95%的計算區間將包含真正的參數值。請注意，所述的機率水準是指區間的屬性，而不是指參數本身，因為參數不被視為隨機變數。
Grazing intensity	放牧強度	放牧強度為每單位面積在一定時間內飼養的動物數量。因此，你可以定義可供動物活動的廣闊草原跟單位面積上牲畜數量多、輪換頻率高的集約化管理的農場不同。
Measurement error	測量誤差	在閱讀、計算或記錄數值時的錯誤。在類似條件下記錄的觀察值與真實值之間的差異。
Random sampling	隨機採樣	每個相同大小的樣本的可能性相同的前提下，一組若干個獨立且相同分布的隨機變數，或是從群體中選出的若干個體的樣本。
Sample	樣本	一組採樣單位，即一個群體中選定的子集。通常以調查母體的特定屬性為目的，透過某種程序進行選擇。

		在本指南中，樣本指的是在野外採集的土芯樣品。
Sample size	樣本量	調查中所包括的取樣單位數量。通常是為了使研究具有檢測特定規模效應的偵測檢定力而選擇的。
Composite sample	混合樣品	多個樣本混合在一起並均質化成一個採樣單位。因此當一個樣本中含有數個混合樣本也被視為一個採樣單位。
Sampling	採樣	選擇群體的某些部分進行觀察的過程，以推估整個群體的相關情況。例如，為了推估一個地區的可開採石油量可以鑽幾個樣孔，又或者估算一個稀有和瀕危鳥類的豐富度；可以根據研究地區的一個樣本點檢測模式來估算鳥類在群體中的數量。常見的問題有：如何獲得樣本並進行觀察？一旦樣本數據到手，如何最好地利用它們來估算整個群體的特徵？
Sampling design	採樣設計	從群體中選擇單位樣本的程序。
Sampling error	採樣誤差	採樣結果與群體之間的差異。由於無法確定群體特徵，因此存在不容易辨識的誤差。然而透過適當的採樣程序可以減少誤差，而且調查人員可以確定其可能的規模限制。
Sampling frames	採樣架構	從群體中選取的部分樣本。通常由地理列表、地圖、目錄或成員名單界定。
Soil	土壤	植物生長的地質上層，通常由有機殘留物、粉粒、砂粒、黏粒和石礫的混合物組成。

Soil organic carbon content	土壤有機碳含量	土壤樣品中的碳含量相對於土樣的總礦質含量。土壤有機碳含量以(質量)百分比表示。
Soil organic carbon stocks	土壤有機碳儲量	已知總體密度情況下，土壤中有機碳質量。土壤有機碳儲量以每公頃多少公噸表示，對於深度通常限粒徑小於 2 毫米的部分。
Standard error	標準誤差	一個統計量採樣分布的標準差。例如，若干個樣本觀測值平均後的標準誤差，其中 σ^2 是原始觀測值的變異數。
Strata	區	由分區過程產生的碳估算區的區域。
Stratification	分區	將總體區域劃分為若干稱為「區」的部分，特別是為了說明採集樣本的變異性。
Stratified random sampling	分區隨機採樣	將總體區域分區並在每個區中隨機採樣。
Stratum	區	區的複數。

執行摘要

本指南的目的為提供一個國際統一估算畜禽生產系統中土壤有機碳(SOC)儲量及其變化的方法。儘管如此，目前對土壤有機碳的基準及其變化，和針對土壤有機碳損失相關脆弱熱點的偵測以及在氣候和土地管理變化下土壤有機碳增加的機會等方面的知識仍須加強；許多國家仍然缺乏準確的基準，對全球碳循環中的土壤有機碳儲量變化所導致的碳通量的估算也存在很大的不確定性。全球土壤有機碳儲量雖已有估算值，但由於數據來源和方法的多樣性，不同作者之間報告的數值存在很大的差異性。

由於土壤有機碳儲量變化的研究目標和規模不同，本文件可廣泛運用在以下用途，分述如下：

- 對土地產業的溫室氣體減排進行全球或區域性盤查作為統計氣候變遷的一部分
- 《聯合國氣候變遷綱要公約》監測、報告及查證的義務
- 氣候變遷影響畜禽品的分析
- 畜牧產業放牧地管理的環境影響評估
- 在產業、地區或農場範圍內評估農業管理方針的調適潛力
- 在排放交易或其他市場機制中實施緩解方案，其交易取決於準確且可查證的土壤有機碳量化
- 研究土壤和生物過程影響土壤有機碳儲量及其動態的研究

原則上，任何對於量化土壤有機碳儲量及其變化感興趣的人都會發現本指南是有幫助的。本指南推薦了一套方法和途徑，供個體農民或土地管理者、對畜禽品進行生命週期評估的人、政策制定者或地方、區域或國家範圍內的監管者使用。該指南是畜禽環境評估和績效(LEAP)夥伴關係所編撰，該夥伴關係是一項多方利害關係人倡議，其目標是通過更好的方法、衡量標準和數據來提高畜牧業的環境永續。

下表總結了技術諮詢小組關於測量土壤碳儲量及其變化，以及將這些變化納入生命週期評估以評價牧場和草原畜牧生產環境績效中土壤有機碳儲量變化的主要建議。旨在提供一個簡要的概述和關於文件中具體指引位置的資訊。LEAP 指南使用了精確的用詞來說明指南中的哪些條款是必須，哪些是建議，哪些是允許的或可用的選擇，讓使用者有所依循。本指南中使用了「應」一詞來表示要求，術語「須」一詞來表示建議，但不是要求，術語「可」一詞來表示允許或可用的選擇。

主題	綱要	章節
土壤有機碳儲量的測定		
最低量測要求	為確定土壤有機碳儲量，使用者應定量特定採樣深度的土壤：(i)土壤(粒徑 ≤ 2 毫米)的土壤有機碳含量；(ii)礫石部分的含量(粒徑 > 2 毫米)；(iii)土壤總體密度。採樣深度應至少為 30 公分，如果土層深度大於 30 公分，則採樣深度須儘可能的深一點。所有樣品都應進行地理坐標定位。須報告適當的誤差和不確定性。	2.1
土壤採樣策略	為了確定最合適的土壤採樣方法，使用者應做出關鍵決定，考慮到(i)目的和相關要求(ii)分區和代表性(iii)土壤深度以及(iv)土地管理。採樣策略須以決策樹為基礎，如圖 2。	2.2
與環境相關的採樣策略	為了確保研究區域採樣具代表性，使用者應根據土壤有機碳變異性的主要環境因素確定至少三個採樣區(相對均勻的單位)，取決於規模，包括氣候、土壤類型、水文、地形、土地利用和管理以及土地利用歷史等等。	2.2.1.1
混樣	在每個均質單元(區)內，須至少採集 5 個土芯，混合成一個混合樣品。混合樣品須在同一天內採樣並代表該單元/區。	2.2.2
報告深度為 30 公分的土壤有機碳儲量	報告深度須為 0-30 公分土層中的土壤有機碳儲量，以符合 IPCC 的建議，並須報告適當的誤差和不確定性。小於 30 公分深的土層其採集的土樣須儘可能地包含全部 30 公分的土層，並將儲量推算到 30 公分。對超過 30 公分深的土層則須儘可能往更深處，0-30 公分的土壤有機碳儲量應單獨報告。可對深度超過 30 公分的土層進行採樣或對 0-30 公分分層採樣，但是需要考慮成本增加和不確定性可能增加的影響。	2.2.3
估算誤差	採樣方法應符合標準操作程序，以減少來自於採樣本身的變異性。應進行足夠的實驗室重複和隨機抽樣分析的排序，長期數據化實驗室測量誤差確保數據品質。只要有足夠的數據和資源，就可以按照 2006 年 IPCC 的準則進行不確定性分析。	2.3
土壤處理	土壤有機碳分析的土壤處理應遵循標準程序。專案執行期間應確保樣品前處理的一致性，如果分析是在一個以上的實驗室進行，或有一個以上的設備/機器測量相同的土壤性質，應進行一致性的檢查。	2.4
樣品儲存	新鮮的土壤樣品採集後應儲存在 4°C 以下並於 28 天內進行分析。土壤分析前應徹底地均質化。土壤有機碳含量分析應在土壤(< 2 毫米)部分進行。風乾土壤樣品須儲存在黑暗、陰涼乾燥處，以便將來使用和查證。	2.4.1

主題	綱要	章節
總體密度測量	土壤總體密度須在測量土壤有機碳濃度的同一土芯進行測定。有關總體密度計算，須使用直接測量方法，特別是不擾動(完整的)土環法和開挖法，因為這些方法可以提供最準確的總體密度測定。不須使用土塊法，因為對於土壤有機碳含量的測量，應體現土壤層或地層的總體密度。	2.4.2
土壤有機碳與土壤無機碳測定	為了正確測量土壤有機碳，應去除土壤無機碳。建議使用少量鹽酸酸化後進行自動乾燒。土壤無機碳可代表土壤碳重要動態的一部分(如鈣質土壤、灌溉土壤和改良土壤)，可以透過直接測定總無機碳或土壤總碳量與土壤有機碳之差值來量化。	2.4.4
實驗室認證	土壤有機碳含量分析應在具有完善的品質保證和管制體系的實驗室進行。	2.5
土壤有機碳測定	土壤有機碳含量應使用乾燒法來測量。若乾燒法無法使用，也可使用濕式氧化法進行替代，但該方法對於風化土壤或土壤中存在木炭(charcoal)的情況則不適用。對於有機質土壤(OM > 20%)如果乾燒法無法使用，可使用燃燒失重法作為替代。	2.5.3
光譜測定	當具備足夠化學計量校準的技術能力時，可使用光譜技術分析土壤有機碳的含量。光譜技術分析展現估算並分析大量樣品中土壤有機碳含量的潛力。	2.5.4
監測土壤有機碳的變化		
誤差辨別	如第2章所述，在規劃土壤有機碳含量變化研究時，應辨別土壤有機碳含量估算中潛在誤差和偏差來源，並採取行動將其影響降至最低。確保方法學和做法的一致性，將最小可檢測差異(公式 8)和獲得該差異所需的樣本數(公式 9)降至最低。	3.2.1
採樣策略設計	為了分析土壤有機碳儲量的水平和垂直空間變化，可針對目標區域進行預採樣(每區 5-10 個土芯)，以瞭解土壤有機碳儲量的平均值及其變異性，從而在有限的採樣本數中達到最小可偵測差異。該資訊被用來估算所需的樣本數量，在可接受的範圍內來確定土壤有機碳儲量變化的不確定性。根據預採樣估算的土壤有機碳儲量和變異性以及可以負荷的最大分析樣本數，須決定是否分析單一土芯還是混合土樣。	3.1.1
最小可偵測差異值	應計算最小可偵測差異值來估算土壤有機碳儲量變化所需的樣本數(或是統計學上有顯著差異的土壤有機碳變化速率所需的採樣年數)。採樣活動(以 t_0 為基準的重複測量)或處理(以舊有管理措施基線之成對圖)之間的樣本數量可不同。當用大量的樣本數估算基準時可減少採樣工作。	3.3.2

主題	綱要	章節
重複測量頻率	為重複測量與土壤管理有關的土壤有機碳儲量變化，採樣通常應間隔 4-5 年。採樣策略應考慮最小可偵測差異(公式 8)和相應的所需樣本數(公式 9)。在同一季節內，採樣活動不得超過 60 天，即所有採樣應在基準採樣輪的中位日/月之前/之後 30 日內。每輪採樣的記錄應包括日、月、年和中位日。	3.4
等土壤質量	為考慮總體密度隨時間或管理方式可能產生變化，應在等土壤質量的基礎上對土壤有機碳儲量進行比較。須提供至少三個離散的、連續的土壤層樣本，以描述總體密度和土壤有機碳濃度從表層向下的變化。在任何等土壤質量中只有最下層必須是假設的，而非直接測量的總體密度和土壤有機碳濃度。對於沒有分區相對小且均勻的地區，估算土壤有機碳儲量變化時可為例，此時等土壤質量可被忽略，且基線上所有樣品可取最小質量。在使用等土壤質量進行土壤有機碳重複測量或時間點比較時，應在一段時間內對同一點(即空間和深度)或區域進行計算。對於單獨採樣，須將這些樣本彙總，以確保它們代表同一地點或地區。計算等土壤質量的方法應在所有採樣時間內保持一致。	3.5.1
對土地利用或管理變化的比較	為計算土壤有機碳儲量的變化，應採用一致的採樣方案蒐集和分析土壤樣本(第 2 章)。此外，須使用圖 7 選擇一個與研究目的一致性的基準。(i)應按照建議方法和使用統計工具(如迴歸分析)計算隨時間變化估算的土壤有機碳儲量，在某些情況下可能需要瞭解「自然」基線。(ii)應在起點一致的情況下(即相同的土壤性質、氣候以及先前的土地利用和管理)，才能透過對新的土地利用或管理條件與假定一切如常的基線進行成對圖的比較，來計算土壤有機碳儲量變化；而且應徹底說明界定土地利用或管理狀態的條件。在這兩種情況下，因不能假設土壤有機碳的變化隨著時間的推移是不變的，到最後一次測量之後不須推斷未來時間與土壤有機碳儲量變化的相對關係。	3.5.2
數據管理及報告		
補充數據	應記錄採樣地點的地理坐標和代表區域的邊界。在規劃評估土壤有機碳儲量變化時，須考慮並按要求蒐集可能的補充數據，如淨初級生產量、土壤質地和土壤氣候數據。	4.1.1
數據儲存	數據應以合適的格式儲存，如模板(以制表符號或逗號分隔的文本，.txt、.csv)，並包括所有必要的識別數據(如年份、場地、重複、土層等)、估算的變因(粗屑體、根系、含濕度測試)、樣品處理(碳酸鈣、篩分、乾燥等)。	4.1.4
數據報告	數據/結果報告應包括對方法的詳細描述、儲存數據和原始數據的地點。報告的結果須附上對誤差或不確定性的估算。	4.2

主題	綱要	章節
----	----	----

監測碳的變化—大氣中碳通量的淨平衡

渦流協變法測定的使用	當使用全碳收支方法替代重複的物理測量方法來確定土壤有機碳儲量的變化時，首先應確定有足夠的資金和設備以及具有專業知識的研究團隊可以專門負責該項目。對於確定土壤有機碳儲量變化的渦流協變法測定，應進行場地評估，以確定空間面積足夠大(至少 4-8 公頃，取決於風向)，以充分數據化所有碳匯和碳源(如收穫、瀝濾、動物產品)對通量的貢獻。在尋求建立使用全碳收支方法的儀器和項目時，須諮詢具有使用渦流協變法經驗的成熟研究小組和網絡(例如：Fluxnet、Ameriflux、NEON、ICOS)。	5.0
------------	---	-----

建立土壤有機碳變化的模型

模型的使用	在未進行任何量測的條件之下，模型應用來推估在不同環境與條件下(如：土壤類型、氣候和管理)碳儲量的變化。作為指南原則，模型的複雜性須與背景一致。	6.1.1
一級模型的使用	未經修改的初級模型可提供預測碳儲量變化趨勢的初步跡象。當有辦法取得為相關系統專門確定的數據庫參數時，須使用一級模型(例如，可根據特定區域的實驗調整 IPCC 參數)。使用者須注意初級模型雖可用於報告或斷定，但如果不加入區域特定參數，這些初級模型的設計由於過於簡單，會限制預測的準確性。	6.2.1
二級模型的使用	當可以取得植物碳輸入和環境參數所影響碳損失的數據時，但無法獲得土壤有機碳變化的區域和影響因素(如腐植化係數)，須使用二級模型並將參數(植物碳輸入和環境參數)輸入模型。	6.2.2
三級模型的使用	當目標是整合土壤、植物及大氣對土壤有機碳動態的影響時，應使用三級模型。它們須被用來研究農業管理、作物和土壤之間的多重影響，並估算氣候變化對作物生產力和土壤有機碳動態的影響。它們可以用來推估土壤有機碳變化和其他環境指標之間的平衡。	6.2.3
模型選擇	模型的選擇須考慮研究的目的和空間尺度，以及運行模型的高品質數據可用性，且模型的複雜性須與背景相一致，但最好採用是最簡單的且經過當地確證的模型。無論採用幾級模型的評估，模型的內部校準(依特定區域的數據)，即根據實驗對模型「係數」進行調整以得到更準確的結果。	6.3
模型需要大量投資	須進行大量投資以改善和吸引現有的模型專業知識，為確證、校準和實施選定的模型做出決策。這包括設置輸入數據，以減少特定應用的合理科學做法的不確定性。使用者須知曉如果缺乏此類投資，使用模型有很大的風險，即項目結果在專業審查中不被接受。	6.3.1

主題	綱要	章節
確認數據可用性	在選擇建模方法之前，應調查模型輸入參數和測試模型輸出的數據可用性。	6.4.1
初期數據	土壤有機碳的含量和類型應被用來初始化模型，以可靠推估模擬期內土壤有機碳含量。對模擬期之前幾十年的植被和土地利用及條件的土壤有機碳和碳輸入的良好估算，須透過在必要時校準模型參數，來提高準確預測初期土壤有機碳的能力。	6.4.2.1
模型的初步檢查	在進行任何其他評估之前，須將初步的模型結果繪製成圖表並檢查是否與測量值大致相似。當模型輸出顯示能夠良好的模擬測量數據即進行全面評估。	6.4.3
模型確證和校正	為儘量減少模型的不確定性，在可能的情況下，應針對其應用的條件(如國家或氣候區)對模型進行確證。如果模型沒有針對目標地區進行確證，須利用當地土壤有機碳儲量的時間序列對模型進行校準。因此，僅須修改有限的參數，且修改參數要與其他參數沒有太多相互依賴關係。關於模型校正和確證以及敏感度和不確定性分析的進階指南可在本文件的附錄中找到。對初期土壤有機碳儲量和碳輸入最為敏感，因此只要有土壤有機碳儲量的測量基準就應使用，而碳輸入得儘可能準確估算。	6.5.1
敏感度分析	須進行模型的敏感度分析和不確定性評估，以便為模型適用性的決策提供有價值的資訊，如有關哪些模型輸入和過程。	6.5.4
土壤有機碳的空間解讀和升級改造		
地理統計採樣設計	普遍適用的最佳採樣設計方法並不存在。對於地理統計分析來說，在規則的網格上蒐集樣本可以很容易地計算出幾個不同方向的方向性變異圖，主要是沿著網格的軸線(對於規則的網格，滯後距離和方向是已知的，每個滯後區間的對數是網格間距的函數)。根據經驗法則是不要估算滯後期大於採樣區最大距離的一半的半值。常規網格的主要缺點是分辨率受到網格間距的限制。我們強烈建議在一些隨機選擇的網格節點上增加更緊密的點對，這樣就可以更好地估算最關鍵的短距離上的變異函數的形式和碎塊方差。	7.2
數據適用性	在使用克利金法(kriging)進行地理統計推估時，須檢查所使用的數據是否遵循常態分布並具空間相依性。	7.4
數位土壤繪圖	沒有萬用的空間預測方法。對土壤有機碳繪圖的最佳方法應根據具體情況選擇。	7.5
地理統計分析報告	在擴大土壤有機碳儲量變化估算時，須記錄數據整合和空間建模程序的概況以及相關的不確定性，並與所製作的繪圖一起報告。	7.5

第 1 章、前言

1.1 目的及潛在使用者

估算全世界畜禽生產系統的溫室氣體排放量對於減緩氣候變遷評估方案至關重要。畜禽系統在全球碳足跡中占很大一部分(Ripple *et al.*, 2014)。然而，放牧的草原、草地和牧草地為最常見的畜禽系統，這為土壤中的碳吸存提供了巨大的潛力，以抵消溫室氣體排放(Conant, 2010)。然而，這一潛力在該行業的生命週期評估中被忽略了(Nijdam *et al.*, 2012)。在此，我們提供了畜禽業生產系統中土壤有機碳(SOC)儲量變化的估算指南。儘管已關注土壤有機碳，但對土壤有機碳基準和變化的瞭解以及對氣候和土地管理變化下土壤有機碳損失和增加的易受影響的熱點檢測仍然有待進一步研究。許多國家仍然缺少準確的基準，全球碳循環中的土壤有機碳估算仍然存在很大的不確定性。目前已有全球土壤有機碳估計值，但由於數據來源和方法的多樣性，作者之間報告的數值差異很大(Henry *et al.*, 2009)。

土壤有機碳的測定在空間上變異性很大，而隨時間的變化則取決於多種因素，對於這些因素的詳細資訊和理解並不一定存在。有必要對基準和潛在的變化進行估算，根據不同的目的，需要不同程度的數據精密度。本文件提供的推薦方法旨在與預期用途和現有數據保持一致。因此，不確定性程度取決於方法和預期用途。

本文件的預期用途廣泛：對任何對估算土壤有機碳或儲量變化感興趣的人會發現這些準則有所幫助。推薦一套方法和途徑，供個別農戶或土地管理者使用，或供進行生命週期評估研究的人、政策制定者或地方、區域或國家層面的監管者使用；提出一個決策樹狀圖，以幫助使用者識別和調整可用的數據和預期的用途與測定或建模方法；亦介紹了一系列案例研究，以說明如何使用本文件所述的許多技術和方法。

1.2 範圍

本指南的重點是測量土壤有機碳和監測土壤有機碳儲量在草原和牧場管理活動中的變化。雖然人們知道一些管理措施，如添加畜禽糞堆肥或化學氮肥可能會造成氧化亞氮(N_2O)排放及土壤有機碳吸存的變化而影響畜禽業生產系統的溫室氣體淨排放，但本指南的範圍僅限於土壤有機碳儲量變化。關於計算溫室氣體淨排放的變化的進一步資訊，可在畜禽環境評估和績效中的大型反芻動物、小型反芻動物和飼料的指南中找到。

1.2.1 土地利用系統

本指南考慮了所有畜禽生產的土地利用系統的土壤，其中包括適合放牧或嫩植植被的土地，其植被主要由草、草類植物、草本或灌木組成，這些土地可能是草原、稀樹草原、大草原、濕地、林地、沙漠、苔原和某些草本和灌木群落或轉型土地上的耕作牧場。部分土地利用類別得可透過火和控制畜禽放養進行粗放管理，而另一些則透過植物物種引進、施肥、除草和灌溉等做法進行管理。

本指南範圍內考慮的其他支持畜禽業生產的系統，包括生產稻草或青貯飼料的耕地，或生產其他畜禽飼料的耕地。

1.2.2 土壤碳

土壤碳儲量由兩部分組成：土壤有機碳(SOC)和土壤無機碳(SIC)。土壤有機碳是土壤有機質(SOM)的含碳成分，是由多種資材組成的異質性碳庫，包括墊料、根系和土壤動物的細小碎片、微生物生質量碳、微生物分解和其他生物過程的產物(如顆粒有機物)以及糖和多醣等簡單化合物(Jansson *et al.*, 2010)。土壤無機碳包括在鹼性土壤富含土壤化育的碳酸鹽和碳酸氫鹽類。本指南在測量土壤碳儲量及其變化時只考慮了土壤有機碳，並使用了土壤有機碳的標準操作定義：通過 2 毫米篩網的土壤有機碳(Whitehead *et al.*, 2012)。

指南中描述的方法將聚焦在估算土壤的細粒部分(≤ 2 毫米)中土壤有機碳儲量及其變化。然而，處於不同分解程度的地下生質量的粗屑體部分形成了一個與土壤相關的重要碳庫，這一點不容忽視。因此亦提供相同土芯地下生質量粗屑體部分(> 2 毫米)進行有機碳儲量變化測量指引，請參考過篩後土壤所用分析程序。

1.3 土壤有機質與土壤有機碳

土壤有機質包括土壤中所有有機成分，傳統上被分為「死的」和「活的」。活的部分包括植物根部和微生物，死的部分是根和葉子的殘骸、水溶性有機化合物、土壤酶和所謂的腐植質(Stevenson, 1994)。「死」的土壤有機質遠比「活」的土壤有機質多，其中腐植質占組成部分最多。「死」的土壤有機質包含陸地環境中最大的生物難分解有機碳庫。最近的研究指出，新的分析和分子技術的發展(Simpson *et al.*, 2007)，改變了我們對土壤有機質組成的看法。操作型定義的土壤腐植物質是由微生物和植物生物聚合物及其降解產物組成的複雜混合物，但不是一個獨特的化學類別(Kelleher and Simpson, 2006; Simpson *et al.*, 2007)。各種化合物類別和其個別結構在很大程度上反應了特定土壤微環境中的化學組成(Simpson *et al.*, 2007)。影響不同土壤成分之間相互作用的廣泛生態系統將最終確定土壤中的永久有機殘留物庫(Masoom *et al.*, 2016; Yu *et al.*, 2017)。

使用綜合多相核磁共振(comprehensive multiphase nuclear magnetic resonance, CMP-NMR)來研究自然狀態下的土壤有機質，進一步證實了有機物是一種生物

質分解的分子混合物。這些分子在土壤微觀結構中的定位取決於分子特性，包括雙極分子的存在，如占據了土壤基質中固體-水界面的碳水化合物和脂類，而木質素和大多數微生物則存在於更加疏水的內部(Masoom *et al.*, 2016)，木質素通常與黏土礦物及粉粒緊密連結。除了分子特性外，這些分子的普及性、有效性、可溶性和反應主要取決於它們在土壤基質中的位置，這也是物理和化學保護的特性。Lehmann 與 Kleber (2016)提出了土壤有機質轉換的「綜合觀點」，即所謂的土壤連續體模型。根據此模型，土壤有機質是受生物和非生物過程控制的，包括植物和動物殘骸的持續分解和氧化進而促進溶解，抑或是透過與礦物質的化學鍵結穩定，這取決於土壤生態系的特性。土壤有機質的持久性不能全然歸因於化學反應(Marschner *et al.*, 2008; Schmidt *et al.*, 2011; Dungait *et al.*, 2012)，部分原因可能是土壤礦物表面所帶電荷穩定碳的能力(Yu *et al.*, 2017)。

土壤有機碳是土壤有機質的碳成分，不同有機質庫的理論碳含量差異很大。儘管不同的土壤有機質庫的碳濃度範圍很廣，但可用一個係數來將土壤有機質轉換為土壤有機碳，而最常使用的有機碳轉換係數為 0.58 (Van Bemmelen, 1891)，隨著時間的推移，根據經驗發現數值從 6%到 74%不等。然而，理論土壤有機質的土壤有機碳含量從 40% (簡單碳水化合物)到 71%不等(假設土壤有機質由 80%的腐植質和 20%的脂類組成，其碳含量分別為 70%和 80%)。Pribyl (2010)對土壤有機質與土壤有機碳轉換係數的詳細文獻調查顯示 481 個觀察值統計中位數為 51%。因此為更準確透過土壤有機質測量估算土壤碳含量，土壤有機質與土壤有機碳的乘積係數應為 0.50 而不是 0.58。為了估算土壤有機碳的變化，直接量化碳來測量土壤有機質的碳成分並以碳儲量(t SOC ha^{-1})形式報告。因此，就本指南而言，從土壤有機質到土壤有機碳的轉換係數是不必要的。

1.4 畜禽系統與土壤有機碳

放牧型式的畜禽生產系統是全世界許多國家的文化、社會和經濟特性的一部分。關鍵的農業商品，如來自奶牛、山羊和綿羊等反芻動物(啃食動物)的奶類和肉類產品(Eisler *et al.*, 2014)。總體而言，畜禽每年消耗約 60 億噸飼料乾重，包括超過全球三分之一穀物，其中 40%的飼料用於反芻動物，牛隻占大部分，而放牧的草料占反芻動物攝入量的 46%至 57% (FAO, 2002; Opio *et al.*, 2011)。

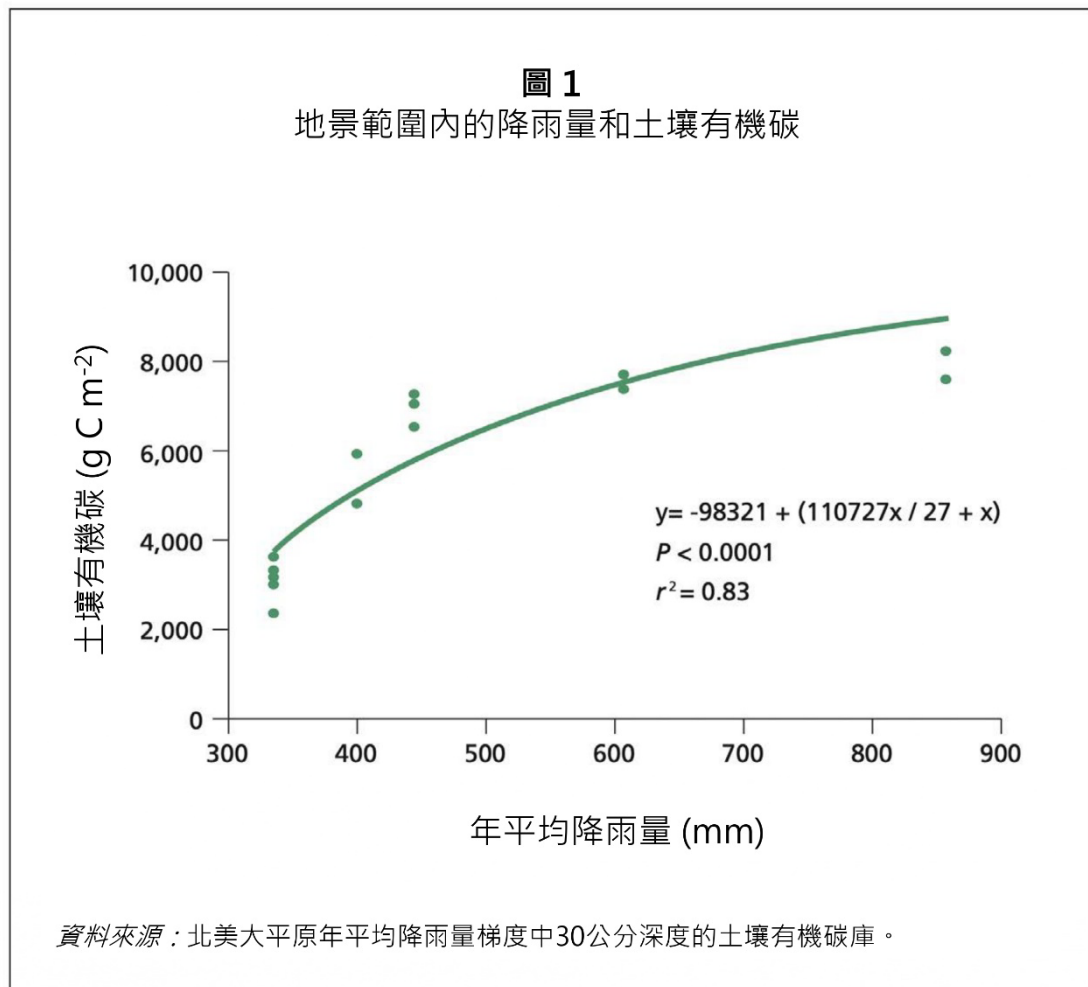
畜禽業被認為占全世界所有人為溫室氣體排放的 14.5% (Gerber *et al.*, 2013)，包括甲烷(CH_4)、氧化亞氮(N_2O)和二氧化碳(CO_2)排放。因此，畜禽系統通常被認為是無法永續的產業，人們一直在尋求實際的解決方案以減少這些人為管理系統的碳足跡。緩解方案包括減少腸道發酵的排放，改善畜禽糞管理和飼料質量以強化完善體重的增加和減少營養損失。加強草場管理以增加土壤有機碳儲量是另一個選擇。然而，上述對畜禽業排放的估算並沒有考慮土壤的碳損失和吸收。

與溫帶地區的相同面積耕地相比，由於草原擁有相對更大量土壤有機碳儲

量，因此草原對全球碳循環特別重要。在全球範圍內，草原和牧場占農業總面積的 68% (Leifeld *et al.*, 2015)，估算與其相關的土壤有機碳儲量為 2450 億噸(Bolin and Sukumar, 2000)。由於過度放牧造成的土壤退化導致潛在土壤有機碳儲量改變，使全球大面積的草原面臨高度環境壓力(Oldeman, 1994)。然而，在地景尺度上，土壤有機碳儲量的差異是由許多變因之間複雜的交互作用造成的，包括氣候、土地管理和固有的土壤生物物理屬性，如土壤質地和/或化學屬性(Dalal and Mayer, 1986; Grace *et al.*, 2006; Badgery *et al.*, 2014; Luo *et al.*, 2016; Pringle *et al.*, 2011)。例如，圖 1 顯示了在地景尺度上降雨量和土壤有機碳之間的關係。因此，為了數據化管理對土壤有機碳儲量的影響(與非生物場地條件的影響相比，這種影響通常很小)，長期的樣區實驗是必不可少的。長期的野外實驗也很重要，因為管理的效果一般會隨著時間的推移而下降，這點可透過追溯至十九世紀中葉(1843)的長期實驗說明，該結果顯示碳吸存在幾十年內就會消失殆盡(Poulton *et al.*, 2018)。

主要的人為干預措施及其對土壤有機碳動態的潛在影響描述如下：對於大多數干預措施，在全球範圍內的現有研究很少且結果往往相互矛盾。在全球長期農業實驗的綜合清冊中，超過六百個實驗中只有四十九個是在永久性草場上進行的(Debreczeni and Körschens, 2003)。

放牧強度：在文獻中，放牧對土壤有機碳儲量的影響從強烈負面(Golluscio *et al.*, 2009)到強烈正面(Pei *et al.*, 2008)都有。McSherry 與 Ritchie (2013)進行了一項全球統合分析，試圖解釋觀察到的土壤有機碳對放牧的變化。該統合分析的作者發現總共只有 17 項研究和 47 個單獨的施肥對比(成對)，表明可用的數據數量有限。他們發現 85% 土壤有機碳相關的變化與土壤質地、降雨量、草場類型、放牧強度、研究時間和採樣深度息息相關。因此，放牧管理所處系統的非生物和生物環境對於預測放牧引起的土壤有機碳變化發展方向非常重要。例如，在年降雨量低的中亞乾草原，過度放牧的風險、隨之而來的土壤侵蝕和生質量減少也嚴重影響植被導致縮減(Steffens *et al.*, 2008)。畜禽系統最終可導致地貌的重大變化(土壤侵蝕和沉積)，對土壤碳儲量產生巨大影響。本指南中用於評估土壤有機碳變化的基本章程最適用於可忽略不計的同時期侵蝕的地景。McSherry 與 Ritchie (2013)也發現生物因素的強烈影響，即草場類型和放牧強度。對於 C3 植物而言，發現輕度放牧對土壤有機碳有輕微的正面影響，而中度到重度放牧會導致土壤有機碳儲量的下降(Reeder and Schuman, 2002)，此與最近的一項統合分析(Zhou *et al.*, 2017)一致，該分析主要總結了在中國進行的研究。在 C3/C4 混合草場和以 C4 為主的草場上觀察到了相反的趨勢，在這些草場上，土壤有機碳儲量對漸增



的放牧強度表現出正面影響(Frank *et al.*, 1995; Derner and Schuman, 2007; López-Mársico *et al.*, 2015)。總而言之，放牧對土壤有機碳儲量的影響肯定是因地而異，但可能最好用一條最佳曲線來描述，在輕度到中度放牧強度下(取決於 C4 物種的豐富程度)，由於生產力和根系世代接替的刺激(Zhou *et al.*, 2017)，土壤有機碳儲量有可能因為過度放牧而損失。根據 Oldeman (1994)，全球大約 7.5%的草原土壤因過度放牧而劣化。

施肥：畜禽系統接受有機質肥料(如畜禽糞堆肥、沼渣或污水底泥)，或礦物肥料，其中含有氮(N)、磷(P)和鉀(K)等大量營養素的組合，以幫助植物生長。營養供應是影響土壤有機質累積的關鍵因素之一，特別是形成更穩定的結構(Kirkby *et al.*, 2013)。有效性氮對提升土壤有機碳儲量至關重要(Boddey *et al.*, 2010)，研究中已經證明固氮豆科植物的存在可顯著改善提高土壤有機碳儲量(Tarré *et al.*, 2001; Fornara and Tilman, 2008)。

施肥後植物生質量的增加使更多的碳輸入到土壤中，從而增加土壤有機碳儲量(Kätterer *et al.*, 2012)。此外，有機質肥料施用為一額外碳源使土壤有機碳儲量增加。近來，Fornara 等人(2016)表明，在一個地點施用有機液肥 43 年後，與未施肥的對照土壤相比，土壤有機碳儲量增加了約 21 t ha^{-1} 。一文獻綜述中，Conant 等人(2001)發現施肥(配合有機質和無機質肥料)與土壤有機碳儲量有明顯的正相關，年吸存率為 $0.3 \text{ t ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ 。然而，施肥對土壤有機碳動態的影響肯定比單純的碳輸入變化更複雜，例如 Bélanger 等人(1999)發現，長期施氮磷鉀肥後，地下部生質量沒有變化，但土壤有機碳儲量與土壤 pH 值呈現負相關，土壤 pH 值在施肥後下降。儘管施肥後地上部生質量較高，但地下部生質量沒有變化，可以解釋為植物碳分配的改變是因光照的影響而不是養分限制(Poeplau, 2016)。Sochorová 等人(2016)發現儘管鈣氮磷施肥的地上部生質量重許多，但與鈣或不施肥相比，鈣氮磷施肥的土壤有機碳儲量明顯下降，這是由鈣氮磷施肥後叢枝菌根菌(arbuscular mycorrhiza fungi, AMF)減少所造成的，而叢枝菌根菌在土壤有機碳的建立和穩定中發揮著重要作用。

Spohn 等人(2016)發現施用氮鉀、氮磷和氮磷鉀肥對微生物的碳利用效率有很強的正向影響，這被認為是碳吸存的一個關鍵因素(Manzoni *et al.*, 2012)。因此，養分供應的改變會以各種型式影響土壤有機碳的循環，但由於尚未完全了解，因此很難預測。然而，反復添加沼渣或畜禽糞堆肥將大大影響碳和氮的反應，對土壤碳(和氮)儲存的變化有潛在的影響。施用沼渣或畜禽糞堆肥的土壤因動物廢棄物的添加而留存部分碳，例如最近的一項長期草原研究結果表明，牛糞水對草原土壤的碳保留效率為 15% (Fornara *et al.*, 2016)。同樣，一項統合分析研究的結果顯示，全球糞肥-碳保留係數為 12% (Maillard and Angers, 2014)。這些研究表明，在畜禽生產系統中長期向土壤添加有機養分可以增加土壤有機碳儲量。然而，施用動物糞肥在吸存大氣中的碳和緩解氣候變化方面的實際作用取決於糞肥再次利用(Powlson *et al.*, 2011)。

割草頻率：在集約畜禽業地區，動物可能不會在畜舍外待上很長時間，而是由周圍草場上的乾草餵養。草場上的割草頻率可能會影響土壤有機碳儲量，因為淨初級生產量(NPP)透過改變冠層特性和植物物種組成而改變(Klimeš and Klimešová, 2002; Wohlfahrt *et al.*, 2008)。此外，根部周轉可能受到割草頻率的影響(Volder *et al.*, 2007)。然而，割草頻率對土壤有機碳儲量的直接影響尚未明確，而且很難與施肥的影響分開，因為更頻繁割草的草場通常會搭配大量施肥管理。Kramberger 等人(2015)在不改變施肥的情況下，進行 19 年的割草頻率比較，頻率為每 12 週一次至每 2 週一次，發現土壤有機碳儲量沒有差異。雖然割草頻率的直接影響可能不大，但透過增加淨初級生產量的間接影響，可能有助於土壤有機碳累積，特別是當一部分同化的碳透過糞肥或植物殘體被送回土壤。例如，Poeplau 等人(2016)發現，與只修剪一次或兩次的草坪相比，經常修剪的城市草坪的土壤有機碳儲量明顯較高，並將其解釋為較高的地上淨初級生產量，其因沒有被清除的生質量以草屑的形式留在草坪上。

重新播種：重新播種是一種流行且常見的管理做法，用較新和較理想的栽培品種如多年生黑麥草(*Lolium perenne* L.)和/或白花三葉草(*Trifolium repens* L.)改良草場。重新播種將提高植物產量，從而增加耕地草原的經濟收入。重新播種可以透過人工播種或用機械將種子播入苗床。在使用機械播種的地方，重新播種將會造成物理土壤破壞。重新播種先前與草原的土壤碳和養分循環的顯著變化有關(Bhogal *et al.*, 2000; Soussana and Lemaire, 2014)。與重新播種配合的常見做法(如施肥及石灰)有助保持植物產量(Allard *et al.*, 2007)，但當與重新播種相結合時對土壤有機碳儲量的淨影響仍知之甚少。最近一項研究顯示，與高擾動(但不頻繁)的重新播種事件相比，管理作法於主要的土壤物理特性(即總體密度)可能對永久草場土壤的碳吸存有更顯著的影響(Carolan and Fornara, 2016)。

草種選擇：改善草場亦包括草種的選擇。一般來說，物種豐富的草場往往有更高的地上淨初級生產量(Hooper *et al.*, 2005)，並且由於更多樣化和互補的根系特徵，能穿透更深的土層，這兩者都對土壤有機碳儲量有潛在的正面影響。實驗證據表明，物種豐富度的增加對土壤有機碳儲量有正面影響(Fornara and Tilman, 2008; Steinbeiss *et al.*, 2008; Chen *et al.*, 2018)。然而，物種豐富度可能因植物群落多樣性增加使土壤有效性氮下降，而對土壤有機碳產生潛在的負面影響(Niklaus *et al.*, 2001)。一般認為，引進固氮豆科物種有助於增加土壤有機碳(Conant *et al.*, 2001; Conrad *et al.*, 2017)。此外，引進深根草種可以有助於增加土壤有機碳儲存(Fisher *et al.*, 1994)。

長期草場管理對土壤有機碳影響試驗的普遍問題，在於這些管理方案過於封閉、資訊觀念不完整及現實壓力等問題，例如當評估已進行割草的草場上的礦質肥料對土壤有機碳儲量的影響時，這可能與礦質肥料的總影響不一樣。額外修剪的植物生質量將回到土壤中，在那裡它將進一步增加土壤有機碳儲量，這並沒有被計算在內。因此，如同農場規模更全面的實驗是值得做的，但長期維持的成本很高。最終，放牧、施肥、割草頻率等對土壤有機碳的影響都取決於有多少額外的碳以根系、作物秸稈或糞肥的形式回到土壤。如果該做法增加了植物和根系的生長，甚至沉積了糞肥，與早期做法相較下，土壤有機碳將增加。如果這種措施從系統中去除的碳比以前多，那麼土壤有機碳將減少(Petersen *et al.*, 2013)。

1.5 土地利用變化、土地管理和土壤有機碳儲量

土地利用和/或土地管理的變化會顯著影響與不同畜禽系統相關的土壤碳儲量。人類改變了許多自然和半自然棲息地，以支持和發展以草場為基礎的畜禽經濟。廣泛放牧的牧場或改良的草原系統的擴張往往伴隨著生態系統結構和功能的重要變化，包括土壤積累有機碳能力，畜禽系統最終可能導致地形重大變化(土壤侵蝕和沉積)，對土壤碳儲量產生巨大影響。本技術手冊中用於評估土壤有機碳變化的基本指南最適用於有微不足道當代侵蝕的地景。

土壤碳對土地利用變化或管理的反應可能取決於以前的土地利用，因此會顯示出「遺留效應」(Foster *et al.*, 2003)，這有助於解釋土壤碳儲量的變化(Guo and Gifford, 2002)。例如，一個普遍的觀點是，當土地利用變化涉及從耕地(擾動土)土壤向永久性草場土壤的轉變時，碳的累積會更快。假設在持續的農業活動下(如土地利用/管理變化後的50至100年)，在0-30公分草原土壤碳最終將達到一個穩定狀態，隨著碳儲量接近這個穩定狀態，碳累積率將下降(Smith, 2014)。然而，目前還不清楚土壤中的碳累積何時可能達到一個新的平衡狀態，主要是因為這將取決於氣候因素和多種管理活動(即放牧、營養施肥、施石灰、重新播種等)之間的交互作用。例如，英國最近的一項研究結果表明，永久性草場土壤在經過43年的密集管理後，尚未達到碳穩定(Fornara *et al.*, 2016)。其他研究表明，土壤有機碳含量長期持續變化(如 Bellamy *et al.*, 2005; Klumpp *et al.*, 2011)。在過去和現在的管理如何通過土壤生物地質化學特性的變化影響土壤中的碳(和氮)含量方面，仍然存在嚴重知識落差。

農業地景的多樣化可利於生態系統服務的提供(包括土壤碳吸存)和生物多樣性(Isbell *et al.*, 2017)。例如，地景多樣化的一種可能性包括採用放牧草原和林牧系統，畜禽在間距很大的樹木之間放牧(Mosquera-Losada *et al.*, 2009)。放牧的草地和林牧系統的結合可以提供廣泛的生態系統服務，包括調節土壤中的養分和水分，吸存大氣中二氧化碳於木本植物地上部及土壤中(Montagnini and Nair, 2009; Torralba *et al.*, 2016)。然而，統合分析研究的證據表明，在永久性草場上植樹可能只有有限的影響，甚至會減少而不是增加土壤有機碳儲量(Guo and Gifford, 2002; Laganière *et al.*, 2010)。類似的統合分析以及長期研究顯示，在不同氣候區域的草原上植樹後沒有明顯的土壤碳累積跡象(Poeplau *et al.*, 2011; Hoogmoed *et al.*, 2012; Bárcena *et al.*, 2014; Fornara *et al.*, 2017)。需要在地景等級(或農場等級)進行更多的實驗研究，以便能夠量化這些農業地景中不同土壤的土壤固碳貢獻。

第2章、土壤有機碳儲量的測定

2.1 前言：測定土壤有機碳儲量的必要性

與不同畜禽系統相關的土壤有機碳儲量的實際規模最終取決於：(1)特定期間內碳的增減率；(2)土壤在達到相對穩定的土壤有機碳程度之前可儲存的最大碳量(Smith, 2014)。一般來說，由半自然或自然生態系統轉型成人類管理的農業生態系統便決定了土壤有機碳儲量的下降(Hüttnl *et al.*, 2008; Schlesinger and Bernhardt, 2013)，使用預設的土壤有機碳值(如 IPCC 指南(2006)所決定的值)或來自原始生態系統的測量土壤有機碳值可能不適合估算整個人類管理的生態系統的土壤有機碳含量變化。例如，儘管最初的土壤有機碳含量有所下降，但從長遠來看，森林轉型成牧場可能會導致類似甚至更高的土壤有機碳含量(Cerri *et al.*, 2007)。

土壤有機碳儲量的基線可以透過物理採樣和測量、模型估算或假設值來估算。測量土壤有機碳含量時的關鍵挑戰是如何處理土壤有機碳含量的高度空間變異性，以及與土壤生物地質化學特性相關的不同土壤和植被類型、氣候、土地利用和管理(Conant *et al.*, 2011)。最初所選擇的方法學將決定土壤有機碳基準值的穩健程度，這將決定檢測土壤有機碳儲量潛在變化的可能性。在這個早期階段，主要目標須是選擇儘可能嚴格的方法，考慮可用的經濟資源和評估目的，而這取決於空間尺度和土地利用及管理。

當主要目標是估算土壤有機碳儲量的時間變化時，物理採樣是量化基線土壤有機碳儲量的必要方法。任何土壤物理採樣都需要在一開始就做好計畫，以確保達到主要目標。這意味著要考慮一系列導致土壤有機碳含量異質性的環境因素，這些因素將在以下章節中詳細討論。此外，物理採樣方法需要符合標準方法學標準以確保對結果的可信度，例如採樣方法必須能夠估算土壤總體密度等參數。

物理採樣的基本方法是在特定的土壤深度(如深度0-30公分)內，使用直徑在5-10公分之間的已知體積的土環¹採集土壤樣品，這樣可以測定土壤的碳含量和總體密度(根據礫石分量含量調整，見2.4.2節)或土壤質量。土環法和開挖法是公認的土壤採樣方法。前者能得到更多的樣本且不太耗時，但後者就可以隨時展現土壤剖面特徵而言則是一個很好的選擇，且減少土環法導致壓實土壤的不確定性，或核算像大礫石等礫石分量(Davis *et al.*, 2018)。

¹ 此處 Soil core 譯作「土環」，意指用於採集土壤樣品並測定總體密度(土環法)的金屬環。

國際公認的土壤有機碳的操作定義是通過 2 毫米篩網土壤中的有機碳 (Whitehead *et al.*, 2012)，也就是土壤分量。因此，基於清冊考量，測定土壤分量 (≤ 2 毫米) 的土壤有機碳須是足夠的。然而，除了偶爾含有礫石(見 2.4.2 節)，土壤還包括巨觀的有機物質，如根部片段(見 2.4.3 節)，它們在土壤中的空間和數量變化很大而且短暫，對土壤中的總有機碳貢獻不成比例。然而，如果在同一土芯中進行評估，有機物粗屑體的評估可提供重要的輔助訊息(見 2.4.3 節)，如果它被保留並作為額外的資訊來源進行量化，則應與土壤有機碳量化分開。這將需要仔細、系統地鑑定、分離和量化有機層(對土壤剖面田間檢查)與從細礦物系統性乾篩出的粗有機質部分，和從礫石手工分選出的粗有機質部分。

如在曾經施用粒徑大於 2 毫米生物炭的田間，在這種情況下，對粗屑體中的土壤有機碳可能需要進行核算。

因此，為了確定土壤有機碳儲量，以下的測量是必需的：

- 將土壤的土壤²分量(≤ 2 毫米)和礫石分量(> 2 毫米)加以量化
- 將土壤分量(≤ 2 毫米)中土壤有機碳的濃度加以量化
- 土壤總體密度或土壤分量質量

此外，同樣的土芯可用來測量地下有機碳的粗屑體(見 2.4.3 節)。

測量完這些參數後，可以用公式 1 計算每層深度(i)的土壤有機碳儲量：

公式 1：

$$SOC_i \text{ stock} = OC_i \times BDfine_i \times (1 - vG_i) \times t_i \times 0.1$$

其中，

SOC_i ：深度 i 的土壤有機碳儲量， $t \text{ C ha}^{-1}$

OC_i ：深度 i 中土壤分量(≤ 2 毫米)的有機碳含量， mg C g soil^{-1}

$BDfine_i$ ：深度 i 的每單位體積土壤的質量， g cm^{-3}

$$BDfine_i (\text{g fine earth} / \text{cm}^3 \text{ fine earth}) = \frac{\text{乾土質量(g)} - \text{礫石分量質量(g)}}{(\text{土芯體積}(\text{cm}^3) - \text{礫石分量體積}(\text{cm}^3))}$$

vG_i ：深度 i 的礫石含量體積

t_i ：深度 i 的厚度， cm

0.1：將 mg C cm^{-2} 轉換為 $t \text{ C ha}^{-1}$ 的轉換係數

關於土壤總體密度的計算和土壤有機碳儲量替代公式的進一步細節，見 2.4.2 節。

² 此處 fine earth 譯為「土壤」，因其定義為 ≤ 2 毫米之土壤顆粒。

為了獲得土壤分量的乾物質重量，必須從測量的重量中減去土壤乾燥後的剩餘水含量。

土環法是一種看似簡單的使用方法。然而，必須仔細考慮以下因素：(i)導致異質性的因素(如土壤類型、地形、水文、管理)、(ii)土環直徑和採樣的具體深度、以及(iii)提供有統計學意義的樣本量所需的土芯數量。只有在異質地景中確定了同質地點，然後採集適當數量的土芯，才能進行有效的土壤採樣(分類概念見2.2.1節)。

強烈建議在多個地點重複相同的方法和相同的計算，以減少不確定性和誤差。此外，在評估土壤有機碳儲量變化時，必須考慮等土壤質量原則，以便在發生總體密度變化時能夠識別和正確量化變化(見3.5.1節)。在這方面，記得粗屑體含量的變化將增加土壤有機碳儲量估算的變異性是相當重要的。

建議1：為確定土壤有機碳儲量，使用者應在特定的土壤採樣深度內進行量化：(i)土壤分量的土壤有機碳含量(≤ 2 毫米)，(ii)礫石分量的含量(> 2 毫米)，(iii)土壤總體密度。採樣深度應至少為30公分，當土壤深度大於30公分時，採樣深度應儘可能深。所有的樣品應定位地理坐標。須報告適當的誤差和不確定性。

2.2 規劃採樣

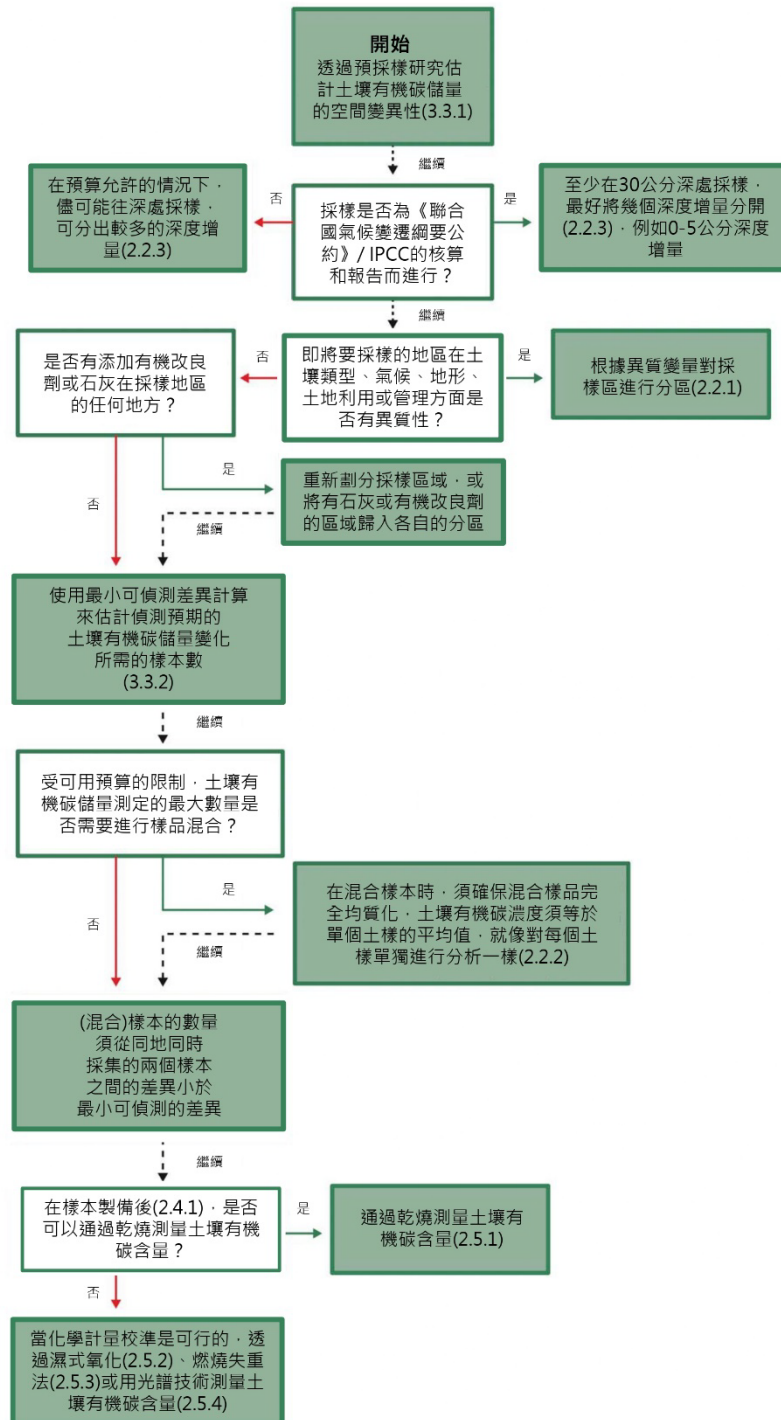
為評估以畜禽業為基礎的生產系統的土壤有機碳儲量變化而進行對土壤有機碳儲量量化，對廣大的終端使用者來說是很感興趣的，然而，他們可能有不同的抱負和動機。下面的流程圖(圖2)旨在幫助終端使用者以正確方式進行土壤有機碳儲量估算下做出正確的決策。使用者可參閱本章節的其他部分以獲得更多資訊與說明。

建議2：為了確定最合適的土壤採樣方法，使用者應考慮以下因素以做出關鍵決定：(i)目的和相關要求，(ii)分區和代表性，(iii)土壤深度，(iv)土地管理。採樣策略須基於如圖2所提供的決策樹。

2.2.1 樣點異質性和分區

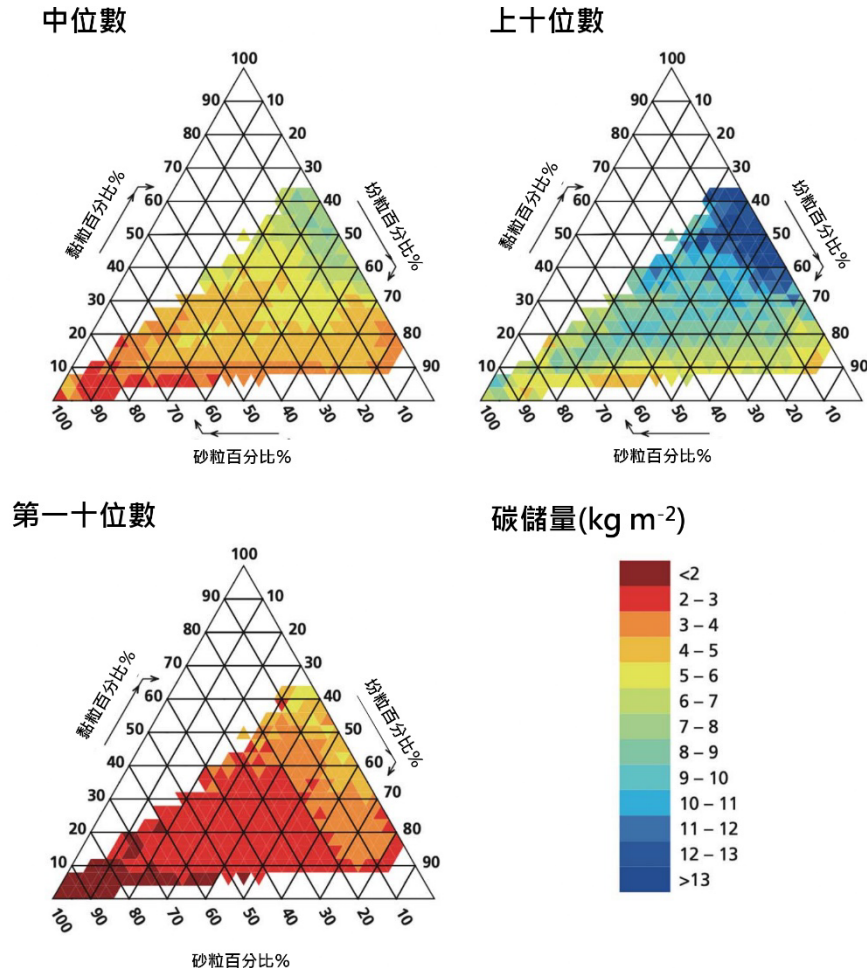
土壤環境的異質性影響到土壤有機碳的動態及其在空間和時間上的變化。在精細的過程尺度上，異質性的程度取決於土壤物理構造，即固體顆粒(礦物顆粒、土壤有機質)和孔隙的空間排列，流體、分解物和可溶性化合物在孔隙中流通(Dignac et al., 2017)。在較大的尺度下，某些決定因素已確定能夠明顯地改變土壤變化的速度和方向(過去和現在)，因此，在地景尺度上，土壤有機碳的異質性是由土壤質地(圖3)、pH值、礦物學、地形學和土地利用所驅動的。在樣區範圍內，土地管理(農業)活動以及植物物種多樣性和組成的變化可以增加土壤有機碳的異質性。

圖 2
指導土壤有機碳儲量測量過程的決策樹



註：綠色箭頭指示代表正面的答案；紅色箭頭指示代表負面的答案；黑色虛線箭頭指示引導至下一個問題。
括號中編號代表本章具詳細資訊的對應小節。

圖 3
土壤有機碳儲量與土壤質地



註：中歐的土壤有機碳儲量變化的樣本取決於土壤質地。中位數和十位數的數值是按照4%的土壤粒子大小分量劃分的每個子三角計算的(Arruays *et al.*, 2006)。

由於動物活動(放牧、排泄物沉積、踩踏)的疊加影響，用於畜禽的土壤在其特性上會表現出很大的空間異質性。

土壤中的碳也有明顯的垂直分布，主要與土壤中有機物輸入的垂直變化以及土壤剖面內土壤有機碳的不均勻分解和向下傳輸有關。因此，土壤有機碳的垂直分布主要受氣候和栽培的控制(Jobbágy and Jackson, 2000)。位於剖面深處的碳含量與溫度呈負相關，與降雨量呈正相關。隨著深度的增加，黏土含量成為主要控制因素(Jobbágy and Jackson, 2000)。對於中歐和東歐的土壤，在 1 公尺深的土壤總碳庫中，大約 44%位於土壤的頂部 0.3 公尺處(Batjes, 2002; Soussana and Lemaire, 2014)。

在測量土壤碳儲量及其變化時，考慮異質性和空間變異性是不可缺少的(見第3章)。一般來說，土壤性質的變異性隨著研究地區和土壤深度的增加而加大。在設計採樣方案時，很難去過度強調土壤有機碳儲量的空間變異性有多麼關鍵，當從點狀樣本擴展到地景尺度時，土壤有機碳的空間變異性可能會增加七倍，進而導致土壤有機碳儲量計算的高度不確定性，這阻礙了在與排放交易方案相關的規模上準確測量儲量變化的能力(Hobley and Willgoose, 2010)。

2.2.2 採樣策略

在監測和採樣方面，可以區分不同的方法。兩種主要的採樣方法是：

- 設計導向的(傳統的)統計方法，其中隨機採樣程序對避免偏差很重要
- 模式導向的(地理統計學)方法，隨機化不是先決條件(Brus and de Gruijter, 1997; Brus, 2014)

也可以採用各種方法的組合(Viscarra Rossel *et al.*, 2016)，該策略主要取決於研究的目的，但也取決於規模(成本)：在農田層面，更密集的採樣方案可能在財務上是可行的，而在區域或國家層面，採樣和(地理)統計內插法與外插法的組合更可能是有用的(Conant *et al.*, 2011)。由於本指南針對的是廣泛的讀者，我們將著重於傳統的設計導向方法，因其被認為是更容易和更普遍被應用。

眾所皆知的設計導向的方法可分為非分區隨機採樣和分區隨機採樣，一般來說，當一個地區沒有先前的資訊時，就採用網格採樣，而當有先前的資訊並可用於分區時，就採用分區採樣。事實上，網格和分區採樣設計之間存在連續性(de Gruijter *et al.*, 2016)。

採樣方案的設計可由要監測的指標以及該指標所需的產出和精密度決定，如果需要地圖，系統網格適合於監測(Bellamy *et al.*, 2005)，對於某些地區的特定威脅(如有機物的減少)，分區的方法會更合適(Van Camp *et al.*, 2004; EC, 2006)。下面將對這兩種方法進行簡略的解釋。

非分區採樣：研究地區被視為一個單元，以系統或隨機的方式採樣。例如，作為一種系統方法，可以採用網格或線性採樣方式。在隨機採樣時，樣本地點是從該地區隨機選擇的，選擇的機率相同，而且彼此獨立(Carter and Gregorich, 2007)。這是通過從亂數產生器或亂數表中獲得每個採樣點的地理坐標來完成(Brus and De Gruijter, 1997)。這裡不推薦使用這種方法，因為結果往往具有相對較高的不確定性。

分區採樣：首先將研究區域劃分為幾個相對均質的單元，稱為區，然後在每個區內進行隨機採樣。我們建議使用這種方法來確定碳儲量的變化，因為它是一個能減少不確定性的策略(Maillard *et al.*, 2017)。根據影響土壤有機碳儲量的因素對研究區域進行分區，通常會減少與專案規模的土壤有機碳儲量估算有關的誤差。事實上，在地景/區域尺度下，分區對於減少估算土壤有機碳含量和變化的

不確定性，以及與其他清冊進行有意義的比較和整合相當重要。將土壤有機碳儲量從樣區或農場層面放大到地景等級是一個關鍵步驟，不確定性尤其與計算是否基於可靠的空間數據有關。

均質的單元/區預期會有類似的土壤有機碳儲量，因此，分區的依據是影響土壤有機碳含量及土壤有機碳儲量變化的因素，如土壤類型(部分由質地決定)、土地利用、地形(如坡度位置)、水文和(微)氣候。選擇區的標準取決於規模，例如，在大陸等級，氣候和土壤性質往往比其他因素更能解釋土壤有機碳的變異(Jobbágy and Jackson, 2000; Ren *et al.*, 2011)。當地歷史上的土地利用—可能不能很好地反應目前的土地利用—但往往在較小的尺度上具有主導影響力(Vågen *et al.*, 2006; Setiawan and Yoshino, 2014)。對太多的變數進行分區會使產生的區數量迅速變得難以管理。聯合國糧食及農業組織的《世界土壤資源參考數據庫》對選擇不同的區是有幫助，更多資訊可在聯合國糧食及農業組織網站上找到(FAO, 2019a)。

分區實例

表 1 給出了一個分區採樣和隨機採樣的例子。在荷蘭國家土壤質量監測方案中，根據從每年的農業普查中獲得的土地利用和土壤類型資訊，分了八個主要區。在這次普查中，所有荷蘭農民都必須依法與政府分享有關畜禽數量和類型、他們擁有或租賃的土地、土地利用和管理方法(如使用肥料和糞肥)的資訊。基於整個農民群體，瓦赫寧恩經濟研究所(Wageningen Economic Research)建立了土地利用和土壤類型最常見的區組合(表 1：每個區的確切定義見 Wattel-Koekkoek *et al.*, 2012)。

在每個區中隨機選擇 20 個農場，並要求農民參與監測方案，因此，嚴格來說農場的選擇並非隨機，因為農民是自願參與的—隨機選擇的農民不能用強迫來讓工人在他們的土地上工作。每個區有 20 個農場(或森林樣區)被採樣，每個農場採集了 300 多個小的土樣，採樣時要考慮到樣區/圍欄的大小。它們被徹底混合和均質化，並從這個大的混合樣本中抽取子樣本進行分析(關於混合樣本的更多資訊見 2.2.3 節)。這些子樣本被假設能代表整個農場，20 個採樣農場的中位數被假設代表整個區。

樣本量(=混合樣本的數量，見詞彙表中的定義)：為了確定需要採樣地區的變異性，建議在採樣前取 5 到 10 個混合樣本(預採樣，見 3.3.1 節)。如果是分區採樣法，取決於預算，我們建議每個區至少取三個樣本，最好是五個或更多。採集的樣本數量會影響到可以檢測到的碳儲量的最小變化，例如，Conant and Paustian (2002)發現，與草原管理有關的土壤有機碳變化只能在 5-10 年後通過在縣、州和國家尺度內分別採集 34、224 和 501 個樣本來確證(美國農業部數據)。分層中的樣本數量可以選擇與面積成正比，但也可以不必如此。Vanguelova

(2016)建議每 0.25 公頃樣區使用 4 到最多 25 個樣本，採樣點之間至少間隔 5 公尺以消除空間相依性(auto correlation)。在國家或區域尺度量化土壤有機碳變化需要更適度的採樣密度(Mäkipää *et al.*, 2008; Conant *et al.*, 2011)。關於推薦的樣本量的更多資訊請見 3.3 節)。

表 1、荷蘭國家土壤質量監測方案中每個區具有代表性的農場的面積和數量(2006-2010)

年份	農場類型與土壤種類	分區中採樣的農場 數量是有代表性的 (占總數的百分比*)		分區中的地點具有 代表性的面積 (1000 公頃)(占荷 蘭土地總面積的 百分比**)	
2006	乳牛(低密度和高密度)在砂土上	10609	13%	405	21%
2007	牛和乳牛在砂土上	533	1%	12	1%
2007	森林/灌木叢在砂土上	-	-	235	12%
2008	可耕地耕作在砂土上	1160	2%	81	4%
2008	乳牛在泥炭土上	3695	5%	178	9%
2009	可耕地耕作在海洋黏土上	4545	6%	279	15%
2009	乳牛在河川黏土上	1223	2%	60	3%
2010	乳牛在海洋黏土上	3065	4%	170	9%
總計				1420	74%

資料來源：農業普查，CBS /瓦赫寧恩經濟研究所，幾年來在選定區的土壤採樣(Wattel-Koekkoek *et al.*, 2012)。

*每年透過農業普查確定農場的確切數量。表中的百分比是根據採樣年度的確切農場數量計算的。在採樣期間(2006-2010)，荷蘭平均有大約 75,000 個農場。

**約 190 萬公頃

採樣地點：在一個區中，土芯的採樣地點須隨機以避免偏差，但是在放牧的土地上應排除某些地區，如有動物排泄物的樣區、動物通道、進入/離開田間的車道及非常靠近澆灌點的地方。

地理坐標定位：應記錄每個採樣地點的 GPS 座標，以便可以隨時重新回到該地點。另外，地理空間尺度的增加需要地理座標定位的土壤有機碳儲量值(另見第 7 章)。

土芯的體積：對於總體密度，土芯直徑須在 5-10 公分，如果存在直徑小於 5 公分的土芯，可能會影響樣品中粗根和礫石部分的正確判斷，直徑大於 10 公分的土芯則可能難以處理。ISO 11272:2017 (土壤品質-乾總體密度的測定)推薦使用體積為 100 cm³ 的土芯(直徑 5.3 公分，高度 5.1 公分)。理想情況下，用於分析土壤有機碳所採集的那個土芯進行總體密度的估算(Ellert *et al.*, 2008; Walter *et al.*, 2016)。

建議 3：為了對一個研究地區進行代表性採樣，使用者應根據決定土壤有機碳變異性的主要環境因素確定至少三個採樣區(相對均質的單元)，取決於規模，包括氣候、土壤類型、水文、地形、土地利用和管理以及土地利用歷史等。

2.2.3 混合

混合(或總體)是指將幾個土芯(子樣本)彙集成一個均質的混合(總體)樣品，然後對其進行土壤有機碳含量分析。如果混合樣品完全均質化，土壤有機碳含量須等於單個土芯的平均土壤有機碳含量(如果每個土芯都被單獨分析)。土壤混合對於降低空間變異性和與分析多個土壤樣品有關的總體成本都很重要。

在大多數情況下，建議對混合樣品進行處理和分析，除非主要目標是估算小空間尺度(如幾公尺)的土壤性質變化。在規則上，子樣本的數量須使在某一特定時間點從同一樣區採集的兩個混合樣品之間的差異不超過最小可偵測差異(第 3 章)，也就是說，空間上的變化不應與時間上的變化相混淆。文獻中有一些證據表明，每個混合樣品包括 4-6 個土芯可達到精密度(詳見 Vanguelova *et al.*, 2016)。

建議將均質地點(即區數量)和土壤混合樣品的數量增加到可以承受的最大限度，以確保：

- 混合樣品對整個區域具有代表性，
- 減少在任何單獨時間蒐集的混合樣品之間的差異，
- 提升最終使用者檢測土壤有機碳儲量時間變化的能力。

建議 4：在每個均質單元(區)內，須至少採集 5 個土芯以形成一個混合樣品。混合樣品須代表該單元/區的全區域，並在同一天內採集。

2.2.4 採樣深度

為估算土壤有機碳儲量而進行土壤採集，在採樣深度上需要仔細考慮，根據 IPCC 的規定，如果土壤有機碳儲量的時間變化用於國家或全球碳估算目的，那麼至少應報告 0-30 公分剖面的儲量(Eggleston, 2006)。

在 0-30 公分層內進行子採樣有時是大家想要的，但如果要遵循 IPCC 的建議，0-30 公分的樣本必須分開採集和分析，同樣地，鼓勵提議者往更深的地方採樣，但是如果遵循 IPCC 的建議，0-30 公分的樣本需要單獨分析。此外，在 30 公分以下採樣時，0-30 公分和 30 公分以下的樣本應取自同一土芯，因為短程空間變化意味著使用從不同孔中取出的樣本會增加誤差，從而增加檢測時間變化的能力。一般來說，採樣越深，剖面出現質地變化的機會就越大，將分析樣品均勻化就越困難(見 2.4.1 節)。

建議5：須報告0-30公分土層的土壤有機碳儲量，以符合 IPCC 的建議，並須報告適當的誤差和不確定性。厚度小於30公分的土壤須儘可能採樣，並將儲量推算到30公分，對厚度超過30公分的土壤須儘可能地往下進行採樣，但0-30公分土層的土壤有機碳儲量應單獨報告。對深度超過30公分的土壤進行採樣或對0-30公分土層進行子採樣可能是有必要的，但是需要考慮成本增加和不確定性可能增加所造成的影響。

儘管有 IPCC 的建議，但大部分的土壤有機碳儲量是在30公分以內，因為大約有40%的土壤有機碳在表土中(Soussana and Lemaire, 2014; Orgill *et al.*, 2014)。雖然土壤有機碳的短期變化大多出現在剖面的頂部(Conant *et al.*, 2001)，但土壤有機碳的長期穩定可能發生在較深的土壤層，這些儲存可能對全球碳預算和碳吸存策略很重要(Batjes, 1996; IGBP, 1998; Jobbágy and Jackson, 2000)。

調查類型的研究表明，不同土地利用間土壤有機碳儲量的短期差異更可能發生在剖面上層(Badger *et al.*, 2014)，而深層土壤的變化則在土地利用/管理變化後的幾年(大於 10 年)後出現(Stahl *et al.*, 2016; Knops and Bradley, 2009)。因此，根據計畫的目標、應用的管理和生產系統以及考慮的時間尺度，在評估土壤有機碳儲量變化時可以考慮較淺的土壤深度。如果由於所需的採樣深度，相關的分析成本不能用標準土壤有機碳分析方法來鞏固，可以考慮採用其他更快和更便宜的土壤有機碳量化技術(見 2.5.1 和 2.5.4 節)。

底土中的碳經常具有較高的放射性碳年齡，這表明這種碳的很大一部分在較長的時間尺度上是穩定的(Paul *et al.*, 1997)。在深處土壤有機碳的穩定可能是由於其與礦物的相互作用(例如，在酸性的無定形鋁和鐵氧化物上的吸附(Gu *et al.*, 1994)或與鈣離子的錯合(Muneer and Oades, 1989)以及在近中性土壤中與具反應性、帶正電的礦物進行有機-礦物作用(Grunewald *et al.*, 2006)和土壤團粒中的吸收(Rasmussen *et al.*, 2005)。

有機碳主要會以可溶性有機碳的形式透過優勢流(Kaiser and Guggenberger, 2000; Michalzik *et al.*, 2001)、生物擾動(Wilkinson *et al.*, 2009)以及根系系統(Lorenz and Lal, 2005)等途徑輸入深層土壤化育層，例如將深根植被引入淺根系統，將影響土壤有機碳部分的垂直分布(Heile *et al.*, 2010)，並有可能將碳儲存在更深的土壤層。這方面的例子包括有草原上灌木的侵入(Jobbágy and Jackson, 2000; Allen *et al.*, 2016)、在一年生作物系統中引入牧草、或在一年生作物系統、牧場/草原上引入樹木(Oliveira *et al.*, 2017; Cardinael *et al.*, 2017)。

然而，深層土壤化育層中的土壤有機碳可能會因添加更多的不穩定碳型式而失去穩定性，例如透過添加肥料(Fontaine *et al.*, 2007; Kuzyakov *et al.*, 2000)。因此，影響這些過程的土地利用和土壤管理很可能會影響底土碳庫(Guo and Gifford, 2002; Wright *et al.*, 2007; Follett *et al.*, 2009; Strahm *et al.*, 2009)。

2.3 誤差和不確定性

由於不可能確定某個空間單位的土壤有機碳儲量的絕對真實平均值，因此，報告平均值(通常為統計平均值或中位數)和不確定性的程度是一種好的做法。不確定性被定義為基於變數的機率對其真實值缺乏了解的描述(IPCC, 2006)。不確定性通常以平均值的標準誤差記述，它說明決定不確定性的兩個因素：標準差(或以相對方式，變異係數，也稱為相對標準差)和樣本數量。一般來說，增加樣本量可以更精確地接近平均值，讓不確定性更小。

變異性以及不確定性的其中一個來源是，土壤有機碳在一個指定的空間單元中的分布是不均勻的，即使是在田間或樣區尺度內。因此，在一個空間單元(或區)內採集和分析幾個土壤樣本，總是會產生不同的土壤有機碳儲量值。較大的尺度通常具有較大的變異性，特別是在草原上，例如在比利時的一項全國性研究中，發現草原土壤有機碳儲量變異的主要來源是第一化育層厚度的變化(Goidts *et al.*, 2009)。另外，在岩質土中，岩石碎片往往會在很大程度上影響土壤有機碳儲量的變化。

本身的變異性是無法改變的，係為某個空間單元的既定屬性，但通過改善採樣方案，可以有效降低採樣變異數(Pitard, 1993; De Grujter *et al.*, 2006)。因此，採樣策略對採樣變異數有很大影響，可以事先進行評估。不建議任意或胡亂採樣，因為涵蓋機率是未知的(Brus, 2014)。土壤有機碳儲量評估的目的應為確定採樣策略的驅動因素(見 2.2.2 節)。請見 Box 1 案例研究說明。

除了土壤有機碳儲量這種固有或基本變異性外，採樣和分析程序也會產生進一步的不確定性(Pitard, 1993)。在進行土壤有機碳儲量評估時，可以透過適當的採樣程序和有效的品管來減少這種測量的不確定性。需要考慮的誤差包括採樣深度、完全去除有機質層、採樣袋的混合、混合樣品的適當混合以及實驗室之間的室內氣候差異等條件有關的誤差(FAO, 2017b)。

分析誤差是指與測定土壤有機碳含量或總體密度有關的誤差，每種方法和使用的設備都有特定的誤差，土壤有機碳含量的測定(見 2.5 節)通常對土壤有機碳含量低的樣品產生較大的誤差(Goidts *et al.*, 2009)，因為大多數可用的技術沒有對低數值進行校準，使用標準品來校準設備是好實驗室的一個基本要素。用土環法(見 2.4.2 節)測定總體密度有不同的誤差，取決於土芯的大小和土壤的含石量，但一般來說，誤差比通過轉換函數估算要小(Walter *et al.*, 2016)。分析誤差可以通過足夠多的重複數據來估算，並且可以通過將分析順序隨機化來減少。如果使用了區塊或分區採樣，分析順序的隨機化須在樣區區塊內進行。

存在不同的方法來進行全面的不確定性分析，其中考慮了確定土壤有機碳儲量時涉及的所有誤差，只要有足夠的數據和資源，就須將不確定性量化，附有工作表的詳細指南見《2006 年 IPCC 國家溫室氣體清冊編制指南》第 3 章「不確定性」。所介紹的方法包括誤差擴增的計算、蒙地卡羅模擬和兩種方法的組合。

當預計土壤有機碳儲量變化相對較小，且不確定性可能大於可檢測的變化時，不確定性量化尤其重要(見 3.3.2 節)。

為了對各種尺度的不確定性潛在來源以及減少不確定性的可能性進行排序，表 2–Vanguelova (2016)對樣本、剖面、樣區和地景尺度的土壤有機碳評估中的誤差來源進行的總整理，須能有所助益。

建議 6：採樣方法應符合標準操作程序，以減少源自採樣本身的變異性。須進行足夠的實驗室重複和將樣品分析順序隨機化，以便將田間和實驗室測量的綜合誤差量化。只要有足夠的數據和資源，就可按照 2006 年 IPCC 的準則進行不確定性分析。

表 2、在樣本、剖面、樣區和地景尺度上，土壤有機碳評估誤差的來源。可能產生高誤差的來源用黑體字表示(Vanguelova et al., 2016)。

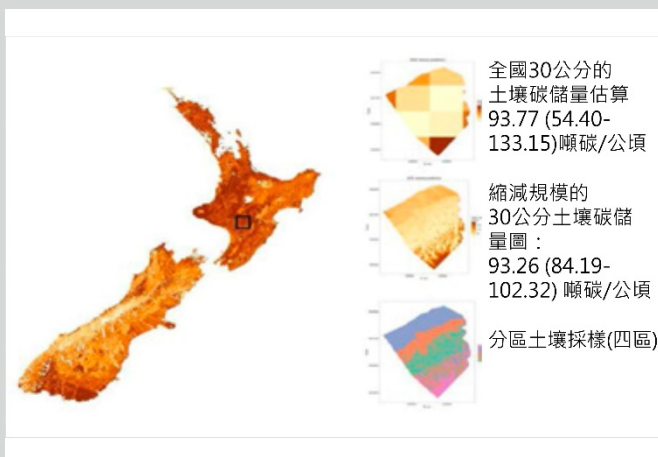
樣本	未被均質化的土壤混合樣品 適用於碳的不同分析程序 總體密度評估不正確 未評估礫石的體積 土壤化育層和土層分離沒有準確完成
剖面	根據研究目的，按化育層與土壤深度進行採樣 在非全部土壤深度進行採樣，以考慮到垂直變異
樣區	沒有考慮到微觀空間的變異性(不合適的採樣策略)。 不同的採樣方案導致的統計採樣誤差 不同的清冊團隊沒有協調 地理坐標定位(或報告的數值)缺乏品質 採樣點的數量不充足 總體密度和礫石含量未作分析 分析(測量)誤差，包括樣品製備 缺失值、記錄和截尾誤差 模式誤差(例如，由於選擇了不適當的轉換規則或函數，不適當的模式常數和換算係數等等，沒有針對現場/土壤進行校準)
地景/全國	採樣樣區缺乏地方和區域代表性 重要分區代表性不足(如濕潤的礦物土壤或泥炭土)。 缺乏樹種/森林覆蓋地圖 缺乏準確的土壤/水文學地圖 氣候數據的地景解析度不足

Box 1：農場規模的土壤碳審核

綜述：土壤碳審核技術手冊已經制定並在農場規模內進行測試。該技術手冊旨在適合土地所有者在土地管理發生變化時獲得規範的碳信用額度，例如改變放牧方式被證明可以吸存土壤碳。

方法：如果有全國範圍內的土壤碳地圖，用它們來指引開發更精細尺度的地圖是有意義的。因此，澳洲和紐西蘭全國範圍內現有的數位土壤碳地圖隨當地高解析度的環境數據縮小規模(分類)，得出了目標地區的細尺度土壤碳地圖，並保持質量守恆。精細的土壤碳地圖有效地對該地區進行了分區，形成了分配採樣位置的基礎，以便採集土壤樣本：(i)得出目標地區土壤碳儲量的平均加權估算值，並(ii)測量的相關統計信賴區間。該方法採用情報價值法，通過平衡數據價值和數據成本(考慮到碳交易方案的預期財務獲利)得出最佳樣本量。一旦確定了碳儲量的基線，後續的土壤採樣活動就成為土壤碳監測計畫。

案例研究：該方法用於一個 476 公頃的紐西蘭山地牛羊場，為時間 1 提供土壤有機碳含量估算(如下圖)。使用 1 公里的象徵性解析度對全國土壤碳地圖進行了分類。(i) LiDAR 調查數據和 10 公尺解析度的衍生地形屬性層，以及(ii)傳統的土壤地圖。然後將細比例尺地圖分為四個區，以指引土壤採樣活動。對 50 個土芯進行了深度 0.3 公尺體積土壤碳含量估算。



利用高解析度的當地數據，將紐西蘭的土壤碳地圖細化到農場規模，然後進行分區以指引土壤採樣活動。該方法旨在監測土壤碳儲量在一段時間內的任何變化。

摘要：上述方法對一個地區進行分區，進行持續監測，以確定碳是否被吸存或從土壤中流失。我們期望土壤碳審核能在未來的農業中發揮作用，以滿足：(i)對溫室氣體排放的國際監測承諾，以及(ii)對土地所有者的規範，以維持土壤資源。

資料來源：de Gruijter, J.J. (2016), Malone, B.P. (2012, 2018).

2.4 土壤處理和分析

充分的樣品處理對於避免土壤有機碳儲量評估的偏差非常重要，在採集和處理用於土壤有機碳含量分析的樣本期間(見 2.4.1 節)，由於微生物降解、樣本乾燥、氧化、揮發和含碳成分的選擇性去除，可能會發生有機化合物的損失(Schumacher, 2002)。

國際公認土壤有機碳的操作定義是通過 2 毫米篩網的土壤所含的有機碳(Whitehead *et al.*, 2012)，因此出於清冊的目的，測量土壤細粒分量部分(≤ 2 毫米)的土壤有機碳須是足夠的。然而，除了偶爾包含礦物粗屑體外(見 2.4.2 節)，土壤還包括巨觀的有機物，如根部碎片(見 2.4.3 節)。這些物質在土壤中的空間和數量變化很大，具有短暫的性質，對土壤中的總有機碳的貢獻可能不成比例。對粗粒有機物的評估可以提供重要的輔助訊息，如果被保留及被量化作為額外的資訊來源，則應與土壤有機碳量化分開。

非常重要的是，在整個田間採樣、土壤處理和實驗室分析土壤有機碳儲量的過程中建立並遵循標準程序(一致性控制)，以減少樣品處理過程中偶發的差異或錯誤的影響。如果分析是由不同的實驗室進行的，在處理土壤樣品之前應進行一致性檢查。強烈建議對分析和程序進行週期性品質管制和品質保證(例如，基於已知值的樣品)(Klesta and Bartz, 1996; Mäkipää *et al.*, 2012)。

建議 7：土壤有機碳分析的土壤處理應遵循標準程序，專案期間應注意程序的一致性控制，如果分析是在一個以上的實驗室進行的，或使用一個以上的設備/機器在測量相同的土壤性質，應在它們之間進行一致性檢查。

2.4.1 乾燥、研磨、過篩、均質和歸檔

土壤樣品須採集到密閉的塑料袋(低密度聚乙烯塑料, LDPE)中，採樣後須立即去除大部分空氣(Whitehead *et al.*, 2012)。

土壤樣品不建議存放在潮濕的地方，因為此舉可能會影響土壤有機碳的含量。如果採樣後不能立即乾燥，土壤樣品建議在 4°C 的黑暗中儲存，以減少微生物的活動(Nelson and Sommers, 1996)，但最好少於 28 天(Schumacher, 2002)，因為微生物的分解在 4°C 時不會完全停止，可能會導致有機物質的損失，也不建議冷凍。當樣品中存在大量的根系或大型動物(如蚯蚓)時，建議在一週內處理，以便土壤有機碳濃度不會因這些成分的分解而改變(Whitehead *et al.*, 2012)。

樣品的運輸、拆裝和轉移到實驗室的其他容器中，可能會通過不同的顆粒密度、形狀、大小和某些礦物質讓其不容易混合，進而導致顆粒分布不均勻的現象(Schumacher *et al.*, 1990a)，因此，在土壤製備的次取樣階段，須注意消弭這種偏差。

如果土壤有機碳和總體密度的測定是以同一樣品進行，已知體積的田間濕潤樣品須先稱重，然後在淺盤中攤開成薄層，在通風的房間、訂製的太陽能乾燥器或 40°C 的熱風循環烘箱中風乾。須將大塊的土塊打碎，以加速乾燥過程，避免土壤聚集，並將根系與土壤分開，避免在過篩時受到污染。須將樣品壓碎，並通過 2 毫米篩網的部分分離出來，用於土壤有機碳分析。在這個階段，必須避免損失或灰塵或其他潛在污染物造成污染。

過篩時，大於 2 毫米大小的岩石和卵石(粗粒或礫石)須被分離並稱重以校正總體密度(見 2.4.2 節)，根系和其他大於 2 毫米土壤有機成分與礦物相比，其質量可以忽略不計，但由於其具有不同的破碎程度，可能是估算碳儲量變化不確定性的來源，因為自然或處理過程中破碎程度較高的根系將成為細粒土壤的一部分。當對粗粒有機物的評估帶有重要的輔助訊息時，地下碳的粗粒部分可視為額外的資訊來源被單獨分離和量化(也見 2.4.3 節)。

應透過研磨樣品將土壤部分徹底均質化，均質性是指研究材料的混合程度已使樣品中所有顆粒隨機分布。完全均質化的材料很少見，但必須儘可能使樣本均質化，以減少樣本異質性造成的誤差(Schumacher *et al.*, 1990b)。不佳的樣本均質化會導致較大的不確定性數值，而使得土壤有機碳儲量的時間變化更難發現。

須使用約 5-10 g 的樣品來測定風乾後的均質樣品的重量含水量，為了確保有代表性的次抽樣，最好使用分樣器，但也可以使用其他手工技術。如今已有測定土壤水分含量的標準程序(ISO 11465:1993 土壤品質-以質量為基礎的乾物質和水含量的測定-重量分析法; ASTM D4959-16)。土壤樣品的進一步製備和稱重將取決於土壤有機碳測定的分析類型(見 2.5 節)，例如，對於乾燒法的總氮和總碳的分析，應將土壤的子樣本進一步研磨成細粉(< 0.15 毫米)，以提高準確性，因為這種設備一般只對小的土壤試樣(≤ 200 毫克)進行分析。Smith 與 Myung (1990)描述了一種價格低廉、構造簡單的滾筒式研磨機，可使用單獨的樣品容器消除交叉污染的可能性。

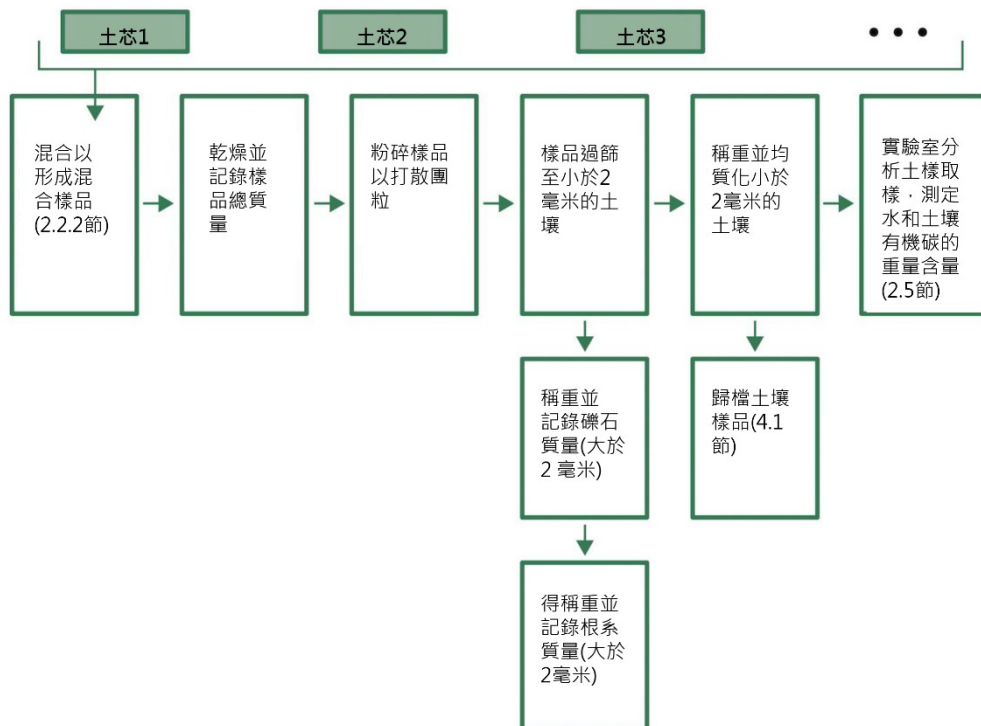
儲存的土壤樣本可以重新分析，以確認或修正有問題的結果，或獲得特定樣本的額外屬性，以補足及增強原始結果。對於長期的田間研究，分析方法往往會隨著時間的推移而改進，儲存的樣品也可以用來確證新的方法，並將結果與舊的方法建立起連結(Sheppard and Addison, 2008)。樣品須儲存在惰性、密閉的容器中(最好是玻璃罐或 LDPE 袋)，並貼上適當的標籤，即使樣品是乾燥的，也建議將儲存的樣品保存在最高溫度為 4°C 的環境中。如果無法做到這一點，須將其存放在陰涼、通風和黑暗的空間，避免潮濕和灰塵。此外，適當的儲存紀錄很重要，須包括樣本標籤(如條碼)、採集細節、製備和儲存條件、與研究者的聯繫以及研究者完成的基本分析(Sheppard and Addison, 2008)。有關數據處理的詳細指引見第 4 章。圖 4 中的圖表代表了土壤有機碳分析的樣品處理基本步驟。

建議8：新鮮的土壤樣品不得儲存在高於4°C的溫度下或在採集後儲存超過28天，土壤樣品應徹底均質化，土壤有機碳含量分析應在土壤(≤2毫米)部分進行。在儲存方面，乾燥的土壤樣品須儲放在黑暗、陰涼和乾燥的房間裡，以便將來可能使用和查證。

2.4.2 總體密度

土壤的總體密度是土壤單位體積的質量(FAO, 2006)，土壤體積包括固體和孔隙，其中孔隙可能含有空氣、水或兩者。總體密度反應了土壤構造，並取決於礦物和土壤有機成分的比例和質量，因此，粒徑分析(質地)、礦物學、土壤化學成分和有機質含量及品質都會影響總體密度，總體密度是土壤成分複雜的交互作用，再加上土壤形成過程和土壤利用及管理的影響的最終結果。

圖 4
用於實驗室土壤有機碳分析的土壤樣品製備一般步驟



總體密度通常以 Mg m^{-3} 或相等單位 g cm^{-3} 表示(Cresswell and Hamilton, 2002)，這是一個通常具有高空間變異性的土壤性質，它對樣品的無代表性的部分(例如，存在粗大的碎片、裂縫、根系等)特別敏感。如果可以的話，對一個樣品的分析建議三重複(Blake and Hartge, 1986)。由於總體密度隨水分含量的變化，必須具體說明採樣時土壤的水分狀況(Blake and Hartge, 1986)。總體密度的小誤差會導致土壤有機碳儲量有相對較高的變異。

用於計算土壤有機碳儲量(和第3章的等土壤質量)的土壤總體密度須是測量土壤有機碳濃度的同一土芯的密度，這是因為透過土環對土壤採樣，幾乎無一例外地會造成一些壓實(Ellert *et al.*, 2001)，因此，如當採0-30公分的土芯時，真正的採樣深度幾乎總是超過30公分，因此，取出的土芯中的土壤密度超過了實際的田間總體密度，在之後使用另一獨立採樣樣品的總體密度和土壤有機碳濃度在相同質量的基礎上計算土壤碳儲量時，這可能會導致嚴重的誤差。理想上，採樣過程中的土壤壓實將被降至最低，但採樣每一體積的土壤質量資訊比真實的總體密度更為關鍵(現地氣體和水傳輸的詳細特徵可能需要這種資訊，但土壤有機碳儲量則不需要)。

測定土壤總體密度的最著名的直接方法是不擾動(完整的)土環法和開挖法。

不擾動(完整的)土環法：測量土壤總體密度最常用的方法是用一個金屬環壓入土壤(完整的土芯)採集已知體積的土壤，並秤乾燥後的重量(Blake and Hartge, 1986; Grossman and Reinsch, 2002)。這種方法對沒有粗大碎片的濕潤土壤效果最好，如果土壤太乾，可以用手動的方式濕潤土壤，以保持土芯的完整。要做到這一點，須在土壤上方放置一個沒有底的桶，並裝滿水，讓土壤自然濕潤 24 小時，然後，須在採樣深度的土壤中用鏟子鏟一個水平面。將一個鋼環推入或輕輕敲入土壤中，可以用一塊木頭來保護金屬環。避免將金屬環推得太深，否則土壤會被壓實，並在不干擾或鬆動所含土壤的情況下，在金屬環周圍進行挖掘，並在土壤完好無損的情況下小心地將其取出。清除環外的任何多餘土壤，用剪刀剪掉土壤表面的任何植物或根系，將土壤倒入塑膠袋中並加以密封。測量總體密度時，常見的誤差來源是：採樣時擾動了土壤，修剪不準確，以及對環的體積測量不準確。

開挖法：這種方法被認為適用於鬆散的土壤，特別是表土，當不可能用不擾動土環法蒐集完整的土壤樣本時，或者對於有大量粗屑體。總體密度的測定是通過挖掘一定數量的土壤，將其乾燥並秤重，然後用單位質量的已知體積的砂或水填滿洞口來確定挖掘的體積(Blake and Hartge, 1986; Grossman and Reinsch, 2002; Aynekulu *et al.*, 2011)。可以使用一種叫做砂漏斗的特殊裝置，整平土壤表面後，須使用裝置的模板挖出一個孔，孔的大小將取決於裝置，但較大的孔(直徑約 12 公分)在估算總體密度上可能會有較小誤差，孔的深度將取決於被評估層的深度。所有挖掘出的土壤須保留在一個容器中，以確定其乾重，如不擾動土環法中所

述。須用乾淨、乾燥、自由流動的砂粒(建議使用粒徑均勻的 0.841-0.25 毫米的標準砂粒)來決定孔的體積，砂粒的高度須調整到模板底部的高度，調整砂粒高度的 1 毫米的誤差可能會導致總體密度上產生 0.01 的誤差，使用放置在模板上的漏斗來避免這種誤差是非常可取的。由於使用了質量體積比來估算土壤體積，砂粒的質量體積比必須預先校正，讓砂粒從類似的高度和類似的速度下落，就像測量總體密度的程序一樣。因此：

公式 2：

$$\text{土壤樣品體積}(\text{cm}^3) = \text{砂粒的質量}(\text{g}) / \text{砂粒的密度}(\text{g cm}^{-3})。$$

土環尺寸(採樣體積)：土壤總體密度和粗粒部分的大小和特性將決定合適的樣本尺寸，因此，很難對樣品尺寸進行標準化。用於確定僅含有或主要含有土壤的總體密度的樣品尺寸通常為 100 cm³。由於粗屑體通常在小樣本中的代表性不足，因此，小樣本很可能會導致對礫石土的總體密度的次要估算。

為了確定含有許多粗屑體(約 30%)的土壤層的土壤部分的總體密度，Vincent 與 Chadwick (1994)建議，有代表性的田間採樣體積可以小於 100 cm³，但是對於礫質到極度礫質土壤，建議田間採樣在 200-1000 cm³ 之間。事實上，對於含有約 30%體積的粗屑體的土壤化育層，同一作者報告了 4000 cm³ 或更大的代表性樣本體積，對於含有約 50%體積的粗屑體的土壤化育層，代表性體積至少為 5000 cm³。通常情況下，土環直徑將大於 50 毫米（小於這個直徑，粗根和礫石的採集可能會受到阻礙）且小於 100 毫米（大於這個直徑，與機械、物流、現場干擾有關的問題就無法解決）。

在進行適當的校正後，測定總體密度的間接方法可能是有用的。其中有輻射方法，例如伽馬射線穿透或散射技術，需要特殊的設備(伽馬源和偵測器)，以及轉換函數(pedotransfer functions, PTFs)。

轉換函數：是基於土壤總體密度受其他幾種土壤特性影響的事實，為了減少時間和成本，轉換函數使用更容易測量的土壤性質，即土壤黏土含量和土壤有機碳含量來預測土壤總體密度(如 de Vos *et al.*, 2005; Benites *et al.*, 2007; Shiri *et al.*, 2017)。它們通常是在現有數據集的基礎上開發的。如果沒有正確考慮到與函數應用相關的誤差，使用轉換函數往往會增加土壤有機碳估算存量的變異和不確定性，這可能會導致計算出的土壤有機碳儲量出現系統性偏差(Schrumpf *et al.*, 2011)，以及區域範圍內土壤有機碳估算的高度不確定性(Xu *et al.*, 2015)。

建議9：土壤總體密度須使用測量土壤有機碳濃度的同一土芯中來量測，為了估算總體密度，須使用直接測量方法，特別是不擾動(完整的)土環法和開挖法，因為這些方法可以提供最準確的總體密度測定。不建議使用土塊法，因為對於土壤有機碳儲量的測量，土壤層或化育層的總體密度必須具有代表性。

總體密度和土壤有機碳儲量的計算

有三種不同的方法來計算土壤有機碳儲量($t\ C\ ha^{-1}$)，取決於估算總體密度的基礎：

1) 使用整個土壤的總體密度：

公式3：

$$SOC_i\ stock\ [t\ C\ ha^{-1}] = OC_i \times BD_i \times (1 - gG_i) \times t_i \times 0.1$$

其中，

SOC_i ($t\ C\ ha^{-1}$)：深度 i 的土壤有機碳儲量

OC_i ($mg\ C\ g^{-1}$ 土壤)：深度 i 的土壤部分(≤ 2 毫米)的有機碳含量

BD_i ($g\ soil\ cm^{-3}\ soil$)：指深度 i 的土壤樣品總體積中的土壤質量

gG_i ($g\ 粗屑體\ g^{-1}$ 土壤)：粗粒礦物碎片的質量分數，因此 $(1 - gG_i)$ 是深度 i 的土壤質量分數($g\ 土壤\ g^{-1}$ 土壤)

t_i ：深度 i 的厚度，cm

0.1：將 $mg\ C\ cm^{-2}$ 轉換為 $t\ C\ ha^{-1}$ 的係數

2) 使用土壤的總體密度(BD_{fine1})，如 IPCC (2003，第 90 頁)和本指南的公式 1：

公式4：

$$SOC_i\ stock\ [t\ C\ ha^{-1}] = OC_i \times BD_{fine1_i} \times (1 - vG_i) \times t_i \times 0.1$$

其中，

SOC_i ($t\ C\ ha^{-1}$)：深度 i 的土壤有機碳儲量

OC_i ($mg\ C\ g^{-1}$ 土壤)：指深度 i 中土壤部分(≤ 2 毫米)的有機碳含量

BD_{fine1_i} ($g\ 土壤\ cm^{-3}\ 土壤$)：在深度 i 中每體積土壤的質量 = (乾土質量[g] - 粗屑體質量[g]) / (土樣體積[cm^3] - 粗屑體體積[cm^3])

土壤的體積分量($cm^3\ 土壤\ cm^{-3}\ 土壤$) = $1 - 粗屑體的體積分量(cm^3\ 粗屑體\ cm^{-3}\ 土壤)$

t ：深度 i 的厚度，cm

0.1：將 $mg\ C\ cm^{-2}$ 轉換為 $t\ C\ ha^{-1}$ 的係數

3) 用土壤的總體密度表示每份土樣的總體積(BDfine2)，如 Poeplau 等人(2017)：

公式 5：

$$SOC_i \text{ stock } [t \text{ C ha}^{-1}] = OC_i \times BDfine2_i \times t_i \times 0.1$$

其中，

SOC_i ($t \text{ C ha}^{-1}$)：深度 i 的土壤有機碳儲量

OC_i ($mg \text{ C g}^{-1}$ 土壤)：指深度 i 中土壤部分(≤ 2 毫米)的有機碳含量

$BDfine2_i$ ($g \text{ 土壤 cm}^{-3}$ 土壤)：指每一土芯總體積的土壤質量 = 土壤質量(g)
/ 深度 i 中的土樣總體積(cm^3)

t_i ：深度 i 的厚度，cm

0.1：將 $mg \text{ C cm}^{-2}$ 轉換為 $t \text{ C ha}^{-1}$ 的係數

建議使用公式 4 中描述的著名的 IPCC 公式，然而，公式 5 是一個更簡單的計算，需要的測量更少，涉及的不確定性也更小，因為不需要確定或假設粗屑體的體積。但缺點是，使用者可能仍然想知道「常規」的總體密度，作為診斷性的土壤性質，在這種情況下，可以在篩除石頭之前和之後稱量土壤，計算出 BD、BDfine1 和 BDfine2。重要的是，不確定因素必須通過計算正確傳播。

礫石分量和土壤塊：礫石分量(如礫石、石頭、巨石或人造物)是直徑大於 2 毫米的任何礦物顆粒(FAO, 2006)；土壤部分則是所有小於 2 毫米的物質。土壤中的粗屑體儲存碳的能力可以忽略不計，因此在分析前將其去除，並在土壤部分測量土壤有機碳含量。因此，在分析土壤有機碳含量之前，土壤與粗屑體應分離，可以透過濕篩從樣品中去除大於 2 毫米的顆粒來完成。粗粒部分須進行清洗，以去除土壤(二次碳酸鹽不得被去除)，烘箱乾燥至恆重，然後稱重。

礫石的體積：為了確定礫石部分的體積，可以遵循以下程序。鐘罩內烘箱乾燥的粗粒部分被浸在水中真空放置 40 小時，在礫石碎片內的孔隙被這一程序飽和後，建議使用毛巾擦乾礫石碎片的表面，然後快速稱重，並將其放入校正過的容器中進行體積測定，孔隙的飽和可以保證對粗屑體總體積的精確測量(Vincent and Chadwick, 1994)。這種方法很準確，但對時間要求很高。粗屑體的體積也可以通過假設粗粒部分的一定總體密度來估算。因此，粗顆粒的體積=粗顆粒的質量/假設粗顆粒的總體密度。

人造物：在特殊情況下，土壤中可能存在直徑小於 2 毫米非常細小的人工製品(如人為土或技術溶膠)。人造物在土壤有機碳的累積和儲存中不起作用，但如果占土壤總質量的 5% 以上，人造物就須被量化以校正土壤質量。

2.4.3 地下有機碳的粗粒部分

可以使用所採得用來估算細粒土壤中有機碳儲量已知體積的相同土芯，來估算礫石(> 2 毫米)地下生質量中的土壤碳儲量。保留在 2 毫米篩網中的生質量(主要是根、根莖和球莖)須從附著的土壤中清理出來，在 60-80°C 下乾燥，然後稱重。這一部分的碳含量可以在研磨和均質後使用乾燒法(見下文)來測量，或者通過假設從文獻中獲得的碳濃度來估算。地面下有機碳粗粒部分的碳儲量(為簡單起見，在此稱為「根碳」，'Root C')應使用以下公式計算(改編自 Poeplau *et al.*, 2017)。

公式 6：

$$\text{Root } C_i = \text{Root } OC_i \times \text{Root } M_i \times t_i / V_i \times 0.1$$

其中，

Root C_i ：深度 i 的根系有機碳儲量，t C ha⁻¹

Root OC_i ：指深度 i 的碳含量，以 mg C g⁻¹ 的烘乾根質量計

Root M_i ：深度 i 中根系的烘乾質量，g

t_i ：深度 i 的厚度，cm

V_i ：提取根系的土壤樣品的體積，cm³

2.4.4 無機碳

土壤碳庫由兩個主要部分組成：土壤有機碳和土壤無機碳，土壤無機碳形式主要是來自地質或土壤母質衍生的碳酸鹽。土壤和沉積物中最常見的兩種碳酸鹽礦物是微溶的方解石(碳酸鈣)和白雲石(碳酸鎂鈣)，儘管其他形式也可能存在(如菱鐵礦、碳酸亞鐵)，這取決於土壤的形成地點或沈積物來源的位置。溶解的碳酸鹽在鈉鹽土壤(碳酸鈉)或微生物活動頻繁的微環境中可以發現較高的濃度(Loeppert and Suarez, 1996)。

土壤有機碳被認為是更活躍和最豐富的陸地碳庫，然而，石灰質土壤(含高濃度碳酸鈣的土壤)覆蓋了地球陸地表面的 30% 以上，主要是在乾旱和半乾旱區域。此外，含有碳酸鈉的土壤(如鹽土、鹼土)和其他具有不同碳酸鈣含量的土壤類別(如黑鈣土)也很常見。在潮濕的熱帶區域的土壤中(如鐵鋁土、強淋溶土等)，碳的主要形式是有機物，但它們也可能在施用石灰時暫時含有土壤無機碳。

土壤無機碳不再被看作是一個單純的靜態碳庫，生物活動和氣候變化可以影響控制碳酸鈣溶解和沉澱的因素，從而改變不同的溶解態、氣態和固態無機碳物種之間的平衡，導致二氧化碳的排放或方解石的沈澱(Chevallier *et al.*, 2017)。在土壤無機碳占主導地位的土壤中，對其進行量化可以提供有用的輔助訊息，Loeppert 與 Suarez(1996)描述了總碳酸鹽的定量方法。

如果土壤有機碳是透過測量樣品的總碳來估算的，那麼在分析前必須去除所有土壤無機碳。為了確定是否存在碳酸鹽，可以利用在土壤中加入幾滴鹽酸並觀察發泡現象來進行測試。

如果要透過酸化成二氧化碳以消除碳酸鹽，在分析剩餘的有機碳之前，必須注意確保所有土壤碳酸鹽與酸徹底反應，同時盡量減少土壤有機碳的損失和稀釋。建議使用小規模鹽酸酸化方法，如 Ellert 與 Rock (2008) 所描述的方法，因為酸化後剩餘的土壤有機碳與用於乾燒分析最初未酸化的子樣本有關。如果使用不測定二氧化碳的濕式氧化法(不推薦)則不須酸化。在含碳酸鹽的土壤中，燃燒失重法(也不推薦)並不可靠。

碳酸鹽可以透過以下技術去除：

- 加入 1 M 鹽酸並等待，直到發泡停止。這種方法的局限性是鹽酸會破壞一些有機碳化合物，而且在濕式氧化技術中會有氯離子的干擾
- 加入硫酸和硫酸亞鐵的組合(Nelson and Sommers, 1996)。

建議 10：為了正確測定土壤有機碳，應去除土壤無機碳。建議使用鹽酸的小規模酸化技術，然後進行自動乾燒法。在一些土壤中，土壤無機碳可能代表了土壤碳的一個重要的動態部分(如石灰質土壤、灌溉土壤和改良土壤)，可以透過直接測定無機碳總量或透過土壤碳總量與土壤有機碳之差來量化。

2.5 土壤有機碳總量測定的分析方法

土壤有機碳含量以(105°C)乾燥土壤的重量百分比表示[g 土壤有機碳/ kg (105°C)乾燥土壤]，目前已有測定土壤水分的標準程序(見 2.4.1 節)。土壤有機碳可估算為總碳和無機碳之差，在去除無機碳後直接估算，或透過重鉻酸鉀滴定法估算。在所有情況下，土壤有機碳的含量應在通過 2 毫米大小的篩網獲得的土壤部分進行量化。在大多數情況下，土壤樣品會被進一步研磨並減少到粉末狀(<0.2 毫米)，以便充分均質化。

為將分析誤差降至最低，須制定土壤樣品製備和分析標準程序，嚴格遵守並由經過培訓的實驗室工作人員執行。設備須定期進行校準，包括具有足夠精密度的分析天平。進行土壤有機碳分析的實驗室最好能參與品質管制計畫，或最起碼須採用內部品質管制，以確保精密度。出於比較目的，所有的測量應始終使用相同的土壤有機碳分析方法，並採用一致性控制(另見 2.4 節)。

建議 11：土壤有機碳含量分析應在具有完善的品質管制和保證系統的實驗室進行。

下文介紹最重要的土壤有機碳方法。

2.5.1 乾燒法

乾燒法是一種以含碳土壤樣品的燃燒直接測量土壤有機碳含量為基礎的化學方法，它使用磨細的土壤樣品(< 0.2 毫米)在高溫下燃燒，一般在 1000°C 左右 (Nelson and Sommers, 1996)。土壤樣品的燃燒是在純氧環境下達成的，純氧可以確保樣品的完全燃燒並當催化劑或加速器的作用。其他催化劑和促進劑也被使用，包括五氧化二釩、銅、氧化銅和氧化鋁。燃燒的最終產品(二氧化碳)通過氣相層析法使用熱導率或火焰離子化偵測器進行量化。乾燒法的結果直接取自儀器的讀值，並以三個有效數值呈現。

由於碳酸鹽也會被測量，因此在測定土壤有機碳之前必須將其去除(見 2.4.4 節)。一些設備被設計成分兩步驟測量土壤總碳；首先在 600 °C 對土壤有機碳進行定量，然後在 1000-1400 °C 對其餘的碳(基本上是無機碳)進行定量。如果土壤中含有高度穩定的有機碳化合物，在高於第一步設定的溫度下會發生分解，從而導致低估土壤有機碳(而高估土壤無機碳)，則必須謹慎對待。例如土壤遭受自然或人為火災，導致土壤部分存在難分解的含碳化合物(如木炭/黑炭；Roscoe *et al.*, 2001)。例如在巴西稀樹草原，多達 40% 的土壤有機碳是以炭的形式存在的 (Jantalia *et al.*, 2007)。含有穩定碳的土壤改良劑(如生物炭)也可能導致土壤有機碳分析的類似偏差。

乾燒法的主要優點是：(i)確保樣品中存在的所有土壤有機碳完全燃燒(與濕式氧化相反，見下文)，並且(ii)允許在單位時間內處理相對大量的樣品。乾燒法的主要缺點是須購買特定儀器(在市場上已經買得到)，因此有關的初始資金較高。潛在的缺點可能是被分析的樣品質量非常小(從 8-10 mg 到幾克，取決於設備)，因此，必須非常注意將樣品質量調整到設備的檢測極限，並確保在樣品製備期間有代表性的樣品組成(見 2.4.1 節)。

使用市面上的儀器用自動化乾燒被廣泛接受為土壤碳測定的標準方法。由於大多數這些儀器也同時對總氮進行量化，因此這些儀器有可能提供額外的關鍵資訊。

2.5.2 利用重鉻酸鹽離子對有機碳化合物的濕分解/氧化作用

濕式氧化法直接測量磨細土壤上的有機碳濃度(< 0.2 毫米)，以重鉻酸鹽離子($\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$)對有機碳化合物的快速濕式氧化為基礎，然後在常用指示劑如鄰菲咯啉亞鐵離子錯合物、二苯胺磺酸銨(Walkley and Black, 1934)或光學測定 Cr^{3+} 存在，用硫酸亞鐵銨進行氧化-還原滴定，測定未還原重鉻酸鹽(Souza *et al.*, 2016)。重鉻酸鉀和濃硫酸被用來萃取土壤中的有機碳，可以加入磷酸來幫助消除來自樣品中可能存在的鐵離子的干擾。

Walkley 與 Black (1934)的程序(及其修改版本)只需要最少的設備，執行起來

簡單而迅速，因此它在世界各地被普遍使用。此外，這種方法也需要相對較小的樣品質量(通常是 0.3-0.5 g 土壤)，必須根據樣品的土壤有機碳含量進行調整。然而，土壤有機碳的氧化是不完全的，土壤有機碳的回收率在 60-86%之間。平均回收率估算為 75% (Walkley and Black, 1934)，因此，通常使用 1.33 的校正係數來調整結果。此外，這種方法是勞動密集型的，需要大量的分析技能，採用必須加熱的強氧化劑和酸，並產生危害廢棄物(Essington, 2004)。

這種方法的另一個缺點是，除了木炭等難分解物質外，風化土壤中鐵和錳的氧化物存在也可能成為誤差的來源。根據土壤類型和碳含量的不同，低估的程度可能很大(Davis *et al.*, 2018)。在存在木炭的情況下，比較原始地區和透過耕作使土壤均質化的人工草地之間的土壤碳儲量可能會產生誤導，因為校正係數可能被錯誤地建立。因此，對於風化的土壤或存在木炭時，不推薦使用濕式氧化法。

2.5.3 燃燒失重法

燃燒失重法可讓土壤有機質含量做估算，但無法給出土壤有機碳含量的直接資訊，因為土壤有機碳是土壤有機質的一部分，占 43-58%之間。它是藉由土壤在至少 3 小時內，以接近 550°C 溫度氧化，計算土壤有機質含量燃燒前和燃燒後的土壤質量之差。

公式 7：

$$\text{土壤有機質(\%)} = (\text{105}^\circ\text{C 時的土壤質量} - \text{550}^\circ\text{C 時的土壤質量}) / \text{105}^\circ\text{C 時的土壤質量} \times 100$$

這種方法的主要缺點是，由於結構水的損失，它高估了有機質的量，主要是由水合鋁矽酸鹽造成的，因為加熱到 150°C 以上的溫度會驅除水合水和結晶黏土和鋁英石的晶體間水。潛在的高估誤差也是由於碳酸鹽礦物和一些水合鹽類的分解所釋放的二氧化碳，以及來自倍半氧化物(sesquioxides)中羥基的水損失(Goldin, 1987)。須一直使用黏土校正係數，避免因校正結構水的損失而高估土壤有機質含量。

樣品須放在乾燥器直到溫度與室溫平衡，以避免在稱重前吸收水分。須使用精密度為 0.1 毫克的分析天平來稱量樣品。

分析誤差取決於重要土壤性質的差異，如黏土的數量和類型以及碳酸鹽和倍半氧化物的數量。這種差異使得燃燒失重法的標準化相當困難。例如，當該方法應用於多碳質土壤和含游離鐵的土壤時，須採取特別的預防措施。Hoogsteen (2015)發現，不同的高溫爐類型(在預熱空氣方面)並不影響有大量黏土含量和不同黏土礦物的各種土壤結果。在分析過程中翻轉土壤托盤，以減少加熱不均勻有關的變異性，並克服了對高溫爐門附近熱損失的影響(Hoogsteen *et al.*, 2015)。

這種方法的優點是，它只需要基本的實驗室設施：一個可達到 600°C 穩定溫度的高溫爐和一個精密度為 0.1 毫克的分析天平。此外，燃燒失重法測量簡單易行，不需要使用試劑，亦不需要進行實驗室廢物處理，因此對環境影響小(Nelson and Sommers, 1996)。另一個優點是可分析大質量的樣品—比乾燒或濕式氧化法大 40 到 2000 倍—這可能會因為使用更有代表性的樣品質量而減少分析誤差。事實上，須使用至少 20 克的樣品質量，以最大限度地減少燃燒失重法測量中的變異。

雖然燃燒失重法不能直接測量土壤有機碳的含量，但如果遵守上述最低標準，當沒有其他方法可用時，可以用它來評估土壤有機碳的儲量變化。

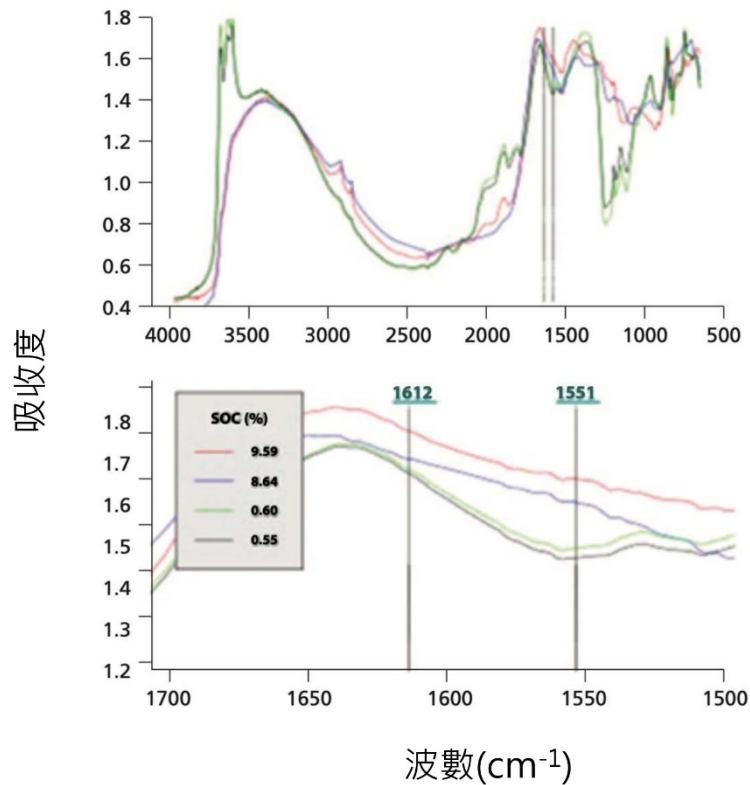
建議 12：應儘量使用乾燒法來測量土壤有機碳含量，如果無法使用乾燒法，可使用濕式氧化法，但風化土壤或存在木炭的情況除外。如果沒有乾燒法，在有機質土壤上可使用燃燒失重法。

2.5.4 土壤有機碳測定的光譜技術

用乾燒和濕式氧化方法測定土壤有機碳，往往需要花費大量時間和成本，而且很費力，尤其是在必須分析大量樣品的情況下。在畜禽生產系統的土壤有機碳儲量變化專案中，多年來對廣泛的土地面積進行評估，或對土壤性質進行長期監測，都可能是這種情況。事實上，根據偵測土壤有機碳含量變化分析的成本和所需的樣本數量，專案的可行性可能會受到影響。由於土壤有機碳含量的高度空間變異性，擁有大量的土壤有機碳數據對於減少測量不確定性是有幫助的。

與傳統的土壤有機碳測試相比，光譜學為一個相對快速、低成本、非破壞性的替代方法(Reeves III, 2010; Bellon-Maurel and McBratney, 2011; Viscarra Rossel *et al.*, 2016)。土壤光譜學利用電磁輻射與物質的相互作用來描述土壤樣品的物理和生物化學成分。其原理是，光照在土壤樣品上，反射光(可見光-近紅外線、近紅外線或中紅外線)的性質代表了對土壤的礦物和有機成分作出反應的分子振動。偵測器在不同的波長接收被反射或被吸收的光，由此產生的圖案被稱為光譜(圖 5)。因此，光譜特徵既能提供功能性質的綜合信號，又能預測幾個傳統上測量的土壤特性(Nocita *et al.*, 2015)。

圖 5
光譜學和土壤有機碳測定



註：衣索比亞LASER研究中土壤有機碳的含量不同的四個樣本之土壤光譜特徵實例。

有許多數學方法及其組合已被測試用於開發估算土壤有機碳和其他土壤性質的模式(Gobrecht *et al.*, 2014)，可以為土壤有機碳測定的不同尺度(從區域到地方)開發化學計量學模式(Madari *et al.*, 2005; Clairotte *et al.*, 2016; Lucà *et al.*, 2017)。根據規模、校正樣本集的代表性、光譜預處理和化學計量方法和採樣方法(Jiang *et al.*, 2017; Guo *et al.*, 2017; Roudier *et al.*, 2017)，在測定中會包含一個額外的誤差，即預測誤差。在決定應用的土壤有機碳預測方法時，應考慮這一誤差。

其他新興的技術是雷射剝蝕誘導電漿元素光譜分析儀(Laser-induced Breakdown Spectroscopy, LIBS) (Senesi and Senesi, 2016; Knadel *et al.*, 2017)和中子誘導伽馬射線光譜(Wielopolski *et al.*, 2010; 2011)。LIBS 是一種具有成本效益的技術，具有快速分析土壤中存在的元素的潛力。它已經成功地測試了與多變量校正相結合的總碳測量(da Silva *et al.*, 2008; Belkov *et al.*, 2009)，以及區分有機碳

和無機碳(Martin *et al.*, 2013)，也有手提式設備(da Silva *et al.*, 2008; Rakovský *et al.*, 2014)。

建議 13：當有足夠的化學計量校正的技術能力時，可以使用光譜技術-這些技術顯示了估算土壤有機碳含量的前景，並且能夠分析大量的樣品。

第3章、監測土壤有機碳儲量變化—針對基準期的重複測量和基線情境的測量

土壤有機碳是生態系統服務和農業生產力、地景功能和氣候變遷的控制係數(Bispo *et al.*, 2017; FAO, 2017a)。現在有大量的研究顯示，人類將土地用於畜禽業生產已經影響了土壤有機碳的儲量。在這些地區大部分的土地上，皆有很好的機會進行管理活動，以增加土壤有機碳儲量，同時保持或提高生產力。

增加土壤有機碳儲量會帶來一系列好處，包含溫室氣體減量(如 Rumpel *et al.*, 2015; Paustian *et al.*, 2016; FAO, 2017b)。然而，實施有效策略以實現這一潛力，需要以可接受的準確度和不確定度，以及可接受的成本來監測土壤有機碳儲量變化的能力。

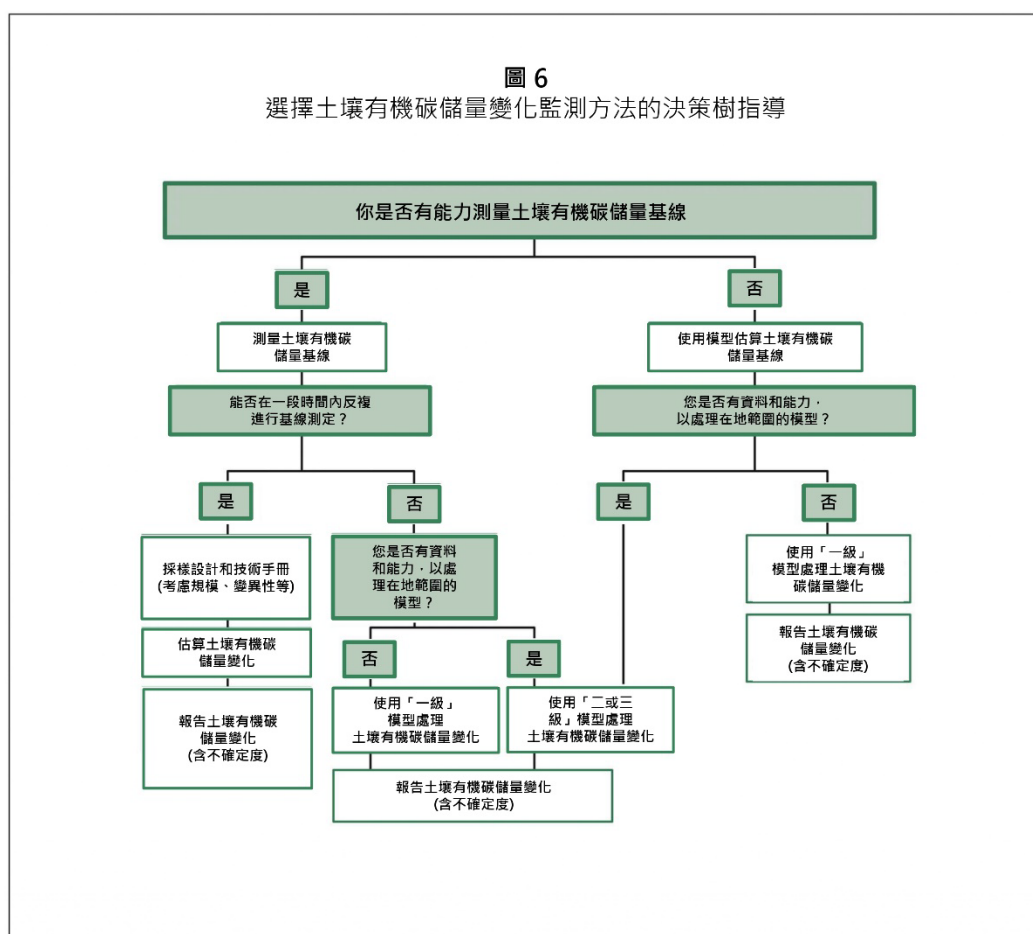
為了量化人類管理活動引起的土壤有機碳變化，有必要透過時間和空間上持續的測量或建模，針對基線監測土壤碳儲量的變化。本章為設計和實施採樣以及測量過程提供指引。第6章則提供建立模型的方法指引。

3.1 土壤有機碳儲量變化監測策略的規劃和實施

選擇監測土壤有機碳儲量變化的方法，須考量調查目的和專案可取得的技術、能力和預算。對土壤有機碳儲量變化的研究有一系列可能的目標和規模，例如：

- 進行全球或地區性土地部門溫室氣體排放和移除計算，作為核算氣候變遷組成的一部分
- 《聯合國氣候變遷綱要公約》的監測、報告及查證義務
- 分析畜禽產物對氣候變遷的影響
- 評估畜牧業對放牧地管理的環境影響
- 估算產業、地區或農場範圍內，農業活動的緩解潛力
- 在排放交易或其他市場機制所實施的緩解選項中，土壤有機碳吸存的交易取決於準確和可查證的量化
- 研究影響土壤有機碳儲量和動態的過程

圖 6
選擇土壤有機碳儲量變化監測方法的決策樹指導



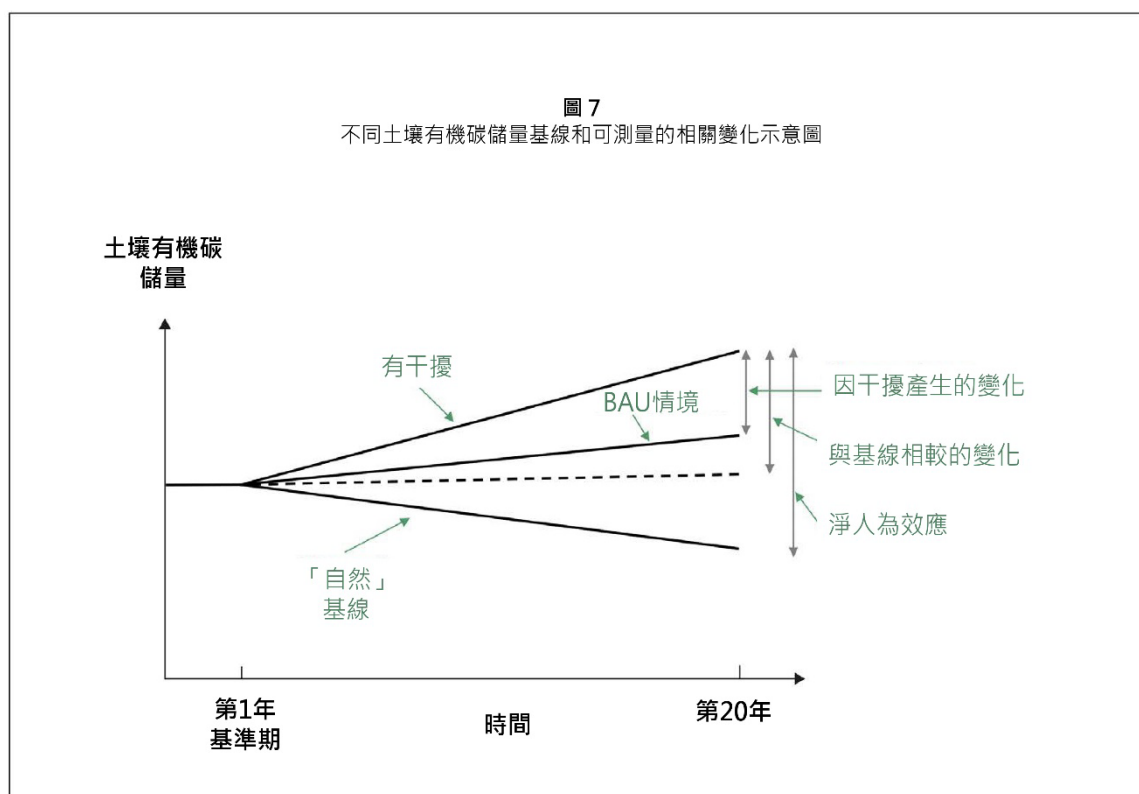
在決定監測專案的目標和範圍後，提議者可能要應對一系列關於現有數據和知識的問題，以及可用於指導規劃的技術和能力。為實現與研究目標一致的準確性和一致性水準，決策框架對於指導監測方法和要求的系統性決策是具有價值的。圖 6 描述的決策樹，用於指導採樣、測量或建立模型計畫的制定。

3.2 透過基線測量來估算土壤有機碳儲量變化的介紹

在使用測量方法評估土壤有機碳儲量變化的情況下，規劃採樣和技術手冊至關重要。有二種測量土壤有機碳儲量變化的方法：相對於基準期(或參考期)隨時間的變化或相對於特定基線相關的替代情境變化。雖然在本指南對這二種情況都使用「基線」一詞，但建議使用的基線類型取決於研究(Brander, 2016)。

如果研究的是人為溫室氣體排放/移除量的清冊，那麼就有必要考慮自然發生的土壤有機碳儲量變化，且需要一個「自然」基線(圖 7)。如果研究的是對某一特定干預措施引起的排放/移除量變化的評估，那麼沒有相關干預措施的「舊有管理措施」(business-as-usual，亦稱做基線情境)，是較適當的基線。

圖 7
不同土壤有機碳儲量基線和可測量的相關變化示意圖



針對基準期的測量隨時間反複測量：這方法最適合於每隔 1-10 年再次造訪採樣點，以監測變化，以及可以取得額外資料，如季節性氣候和特定管理措施。其結果常被作為分析 t_1 與基準期(t_0)的對比，或當有多個測量時間可取得時，使用統計工具(如迴歸分析)來檢測土壤有機碳儲量隨時間變化的趨勢。

針對假設「基線情境」的時間點測量：這種方法不需要「管理變更前」的基線測量。相反地，它會在其中一個地點實施對比管理後，將不同地點的土壤有機碳儲量在同一時間點比較。其基本假設是，在管理變更之前，「基線情境」的地點和不同管理的地點是一樣的(例如，在土壤類型、氣候、土地利用、生產力方面)。此外，如果土壤有機碳在 t_0 時處於穩定狀態，則可直接解釋管理效果。如果土壤有機碳循著先前管理措施的軌跡，那麼對管理效果的解釋就變得不那麼簡單(圖 7，見 Van den Bygaart and Angers, 2006)。這些假設帶來不確定度，因為缺乏「措施變更前」的基線，意味著土壤有機碳儲量變化的估算可信度將低於已知基線隨時間反複採樣的可信度。然而，當農場管理措施在過去某個時間發生變化，但當時沒有蒐集基線數據時，經常會遇到這些情況，這種方法是 IPCC (2014) 和 UNFCCC (2014) 用來核實使用方法的基礎。

3.2.1 土壤有機碳儲量變化監測的誤差和偏差來源

根據《馬拉喀什協議》，在抵換專案中測量溫室氣體的不確定度須被量化，IPCC (2003)建議使用信賴區間作為不確定度的定量估算。由於土壤有機碳儲量具有很大的空間變異，以及田間採樣、樣品處理和實驗室測量導致的採樣和分析誤差，因此要確定改變管理方式是否與土壤有機碳儲量變化有關是很困難的。在透過測量以監測土壤有機碳變化時，克服這些異質性和不確定度是關鍵挑戰。

不確定度通常代表著需要在很長的時間段內進行監測，最好是幾十年。然而，估算土壤有機碳儲量變化的整體土壤採樣策略設計，通常取決於時間和預算限制(Smith, 2004; De Gruijter *et al.*, 2006)。因此，採樣策略需要仔細規劃，以確保統一的數據蒐集(蒐集相關的田間資訊)和數據處理(分析數據的適當統計方法)。De Gruijter 等人(2006)提供現地調查(基線情境)和自然資源監測的基本設計準則的詳細清冊，其中包括平衡變動的來源。

第 2 章詳細介紹估算土壤有機碳儲量時的誤差來源和減少這些誤差的策略。表 2(第 2.3 節)列出測量土壤有機碳的主要不確定度來源(Vanguelova *et al.*, 2016)。在這裡，重點是土壤有機碳儲量的變化，包括確定最小可偵測差異，即可以統計檢測到的最小差異或變化。由於最小可偵測差異定義了二個平均值之間的差異，因此，增加的誤差會導致最小可偵測差異值不成比例地增大。因此，第 2 章給出的所有建議都是相關的。

建議 14：如第 2 章所述，在規劃土壤有機碳儲量變化研究時，應鑑別土壤有機碳儲量估算潛在誤差和偏差來源，並須採取步驟將其影響降至最低。須採用一致的方法和措施，將最小可偵測差異值(公式 8)和獲得該差異所需的樣本數(公式 9)降至最低。

3.3 樣本數

3.3.1 對土壤有機碳儲量和變異進行預採樣作為樣本數指引

土壤有機碳儲量可以有相當大的空間變異，從田區到區域、國家和全球範圍的變異越來越大(Minasny *et al.*, 2017)。例如，土壤有機碳隨緯度波動，溫度較低的高緯度地區儲量較高，中緯度地區減少，而濕潤熱帶地區增加。在估算土壤有機碳儲量變化時，重要的是要考慮空間和深度的變異，以確定最佳的採樣設計和最小可偵測差異。為了幫助決策過程，預採樣可以提供有價值的指引資訊。

根據要估算土壤有機碳儲量變化的空間尺度(即田區、區域、地景)，預採樣可能包含每分區或目標區域採集 5-10 個土芯樣品，深度 30 公分，或可能至 60 公分，沿著橫斷樣帶或每隔數公尺採樣。為估算每個土層的土壤有機碳儲量差異，須從多個可區別層的每個層，採集數個土壤樣本。如果要遵循 IPCC 的程序，須單獨分析 0-30 公分深度土壤樣品。

建議 15：為分析土壤有機碳儲量的橫向和縱向空間變異，可以對目標區域進行預採樣(每區 5-10 個土芯)，以瞭解土壤有機碳儲量的平均值和土壤有機碳儲量變化，從而得知特定採樣方式可達到的最小可偵測差異值。這資訊須作為指引估算具有可接受不確定度的土壤有機碳儲量變化所需樣本數的決定。根據預採樣估算的土壤有機碳儲量和變異，以及可承擔的最大分析樣品數，須決定是否分析個別或混合土芯樣本。

3.3.2 使用最小可偵測差異值來確定樣本數

土壤有機碳的空間變化通常很大，因此，為了評估處理效果對土壤有機碳儲量的影響，必須有長時間的監測或大量的樣本數(Gregorich *et al.*, 1995; Smith, 2004; Yang *et al.*, 2008)。有一種統計方法是根據最小可偵測差異來確定在二個監測時間點或處理方法之間，可以偵測到具有統計學意義上顯著的最小土壤有機碳儲量差異(Zar, 1999)。為了儘可能地減少第II型錯誤的風險，意即由於檢定力不足而無法偵測到真正差異的風險(Van den Bygaart and Allen, 2011; Kravchenko and Robertson, 2011)。

在給定變異數和 α -水準(即顯著水準)情況下，可利用事前檢驗進行檢定力分析。最小可偵測差異的成對觀察計算如下：

公式 8：

$$MDD \geq \frac{S}{\sqrt{n}} \times (t_{\alpha, \nu} + t_{\beta, \nu})$$

式中，

MDD：最小可偵測差異值

S： t_0 和 t_1 之間土壤有機碳儲量差異的標準差

n：重複數

ν ：相關 t 分佈的自由度，即 $n-1$

t ：在特定檢定力水準(1- β)和 α -水準下， t 分佈的值。

接著可以確定所需最小樣本數為：

表 3、說明最小可偵測差異值的計算程序而進行為期 3 年的假設田間試驗數據

樣本編號	t_0 時的土壤有機碳儲量(t ha^{-1})	t_3 時的土壤有機碳儲(t ha^{-1})	土壤有機碳的變化(t ha^{-1})
1	46	50	4
2	41	44	3
3	43	44	1
4	40	43	3
5	44	45	1
平均	42.80	45.20	2.40
S	2.39	2.77	1.34
S^2	5.70	7.70	1.80

公式 9：

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

式中，

n ：樣本數

MDD ：最小可偵測差異值

S ：估算標準差

t_α ：指在給定的顯著性水準(α)下， t 分佈的雙側臨界值，通常取為 0.05 (5%)

t_β ： t 分佈的單邊四分位數，對應於第 II 型錯誤 β 的機率(例如 90%)

假設案例說明計算程序如下：

重複數為 5，為期 3 年的田間試驗，初始土壤有機碳儲量從 40-46 t C ha^{-1} 不等。由於每年增加有機碳，預期土壤有機碳會以 0.8 $\text{t C ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ 增長。因此，土壤有機碳預估在 3 年後會增加 2.4 t C ha^{-1} 。初始標準差為 2.39，3 年後為 2.77。為期 3 年的試驗後，成對差異的標準差為 1.34 (表 3)。

如果我們將偵測到顯著差異的機率設定為 90%，並使用 0.05 的 α 水準，我們發現 t 值為 2.776 和 1.533 ($df = 4$)。在這種情況下，最小可偵測差異將是：

$$\sqrt{\frac{1.34^2}{5}} \times (2.776 + 1.533) = 2.58$$

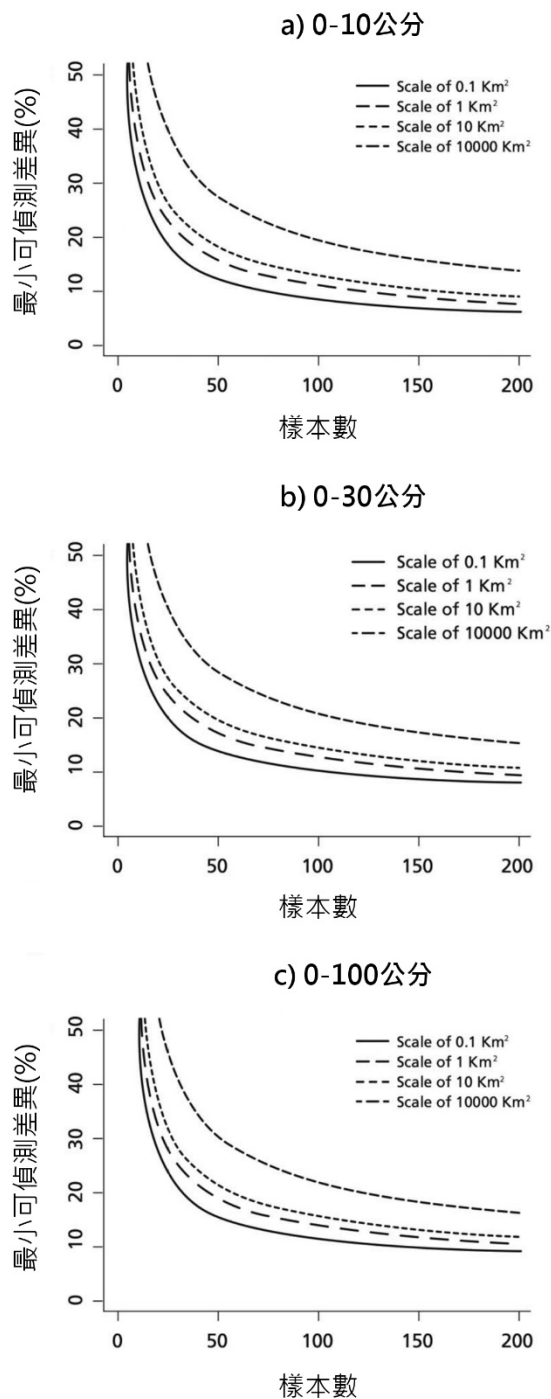
因此，5 個樣本數足以在 3 年後，機率为 90% 條件下，偵測出 2.58 t C ha^{-1} 的土壤有機質差異。在此情況下，最小可偵測差異值大於預期變化的 2.4 t C ha^{-1} ，因此，需要增加樣品數。在樣本數為 10 的情況下，最小可偵測差異將是：

$$\sqrt{\frac{34^2}{10}} \times (2.262 + 1.383) = 1.55$$

在這種情況下，最小可偵測差異值小於土壤有機碳儲量的預期變化。因此，10 個樣本數將足夠大，以便能夠在實驗結束時發現顯著差異。

圖 8

樣本數、最小可偵測差異值(MDD)和空間尺度



註：0-10公分、0-30公分和0-100公分深度土層所需的樣本數(即強度)和最小可偵測差異值(檢定力90%、顯著水準0.05)關係的空間尺度函數(改編自Maillard *et al.*, 2017)

Box 2：監測暫時性草地的土壤有機碳動態：建議樣本數要有多大才能偵測出隨時間的顯著變化？

綜述：以增加根系生質量投入為目標的草地管理選項，可能是增加草原土壤有機碳含量的有效策略。農民可以透過放牧管理和植物物種組成來影響根系生質量，從而影響土壤有機碳的投入(Deinum, 1985; McNally *et al.*, 2015)。然而，偵測顯著變化是一項具有挑戰性的工作，因為土壤有機碳通常被認為具有很大的空間變異。這使得在田間條件下評估試驗處理對碳儲存的影響時，必須有較長的監測期或大量的重複樣本(Smith, 2004)。

方法：用統計方法確定在二個監測時間點之間或處理之間可以偵測到的土壤有機碳最小顯著差異，給出最小可偵測差異(Zar, 1999)。在給定的初始變異和 α 水準下，可進行事前統計檢定力分析。利用公式 8 計算成對觀測的最小可偵測差異。

實例：這裡我們展示如何計算田間試驗的最小可偵測差異，該試驗調查不同模擬放牧系統(連續放養(CS)、輪流放養(RS)和寬鬆放養(LS))對荷蘭砂質土壤有機碳動態的影響(Hoogsteen *et al.*, 未發表)。選擇的 α 水準為 0.05，偵測到顯著差異的機會為 80%。相應的 t 值為 1.860 和 0.889 ($n = 9$)。

放養系統	初始土壤有機碳含量	最終土壤有機碳含量	差異	標準差	變異係數	最小可偵測差異
CS	60.9	63.8	2.9	1.4	0.5	1.3
LS	60.7	63.8	3.1	2.1	0.7	1.9
RS	62.9	64.8	1.9	2.1	1.1	2.0

連續放養和寬鬆放養的最小可偵測差異值小於初始和最終土壤有機碳含量之間的測量差異。因此，9 個樣本數足以偵測出 5 年監測期後土壤有機碳的顯著變化。然而，在輪流放養的情況下，樣本數不足以偵測出明顯的變化。這是變異係數較大的結果($CV_{RS} > CV_{LS}$ 、 CV_{CS})。利用公式 9 計算的輪流放養處理所需的最小樣本數為 10。

對於固定土壤深度，最小可偵測差異隨空間尺度增加而增加，對於固定空間尺度，最小可偵測差異隨土壤深度增加而增加(圖 8，改編自 Maillard *et al.*, 2017)。例如，對於 30 公分深度，在 $n = 50$ 個樣本時，面積 0.1、1、10 和 10,000 km² 的最小可偵測差異分別為 14、16、20 和 29%。而對於 0.1 km² 的固定尺度，0-10、0-30 和 0-100 公分深度的最小可偵測差異分別為 12、14 和 18%。

值得注意的，初始土壤有機碳儲量 60 t C ha^{-1} 和碳吸存量 $0.5 \text{ t C ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ ，5 年後只有在 0.1、1、10 和 10,000 km^2 尺度分別為 516、730、1051 和 2260 個樣本，才能偵測到統計學上的顯著變化。在同樣的尺度下，需要 135、190、273 和 586 個樣本來檢測 10 年後具有統計學意義的變化。這強調在 10 年的時間尺度內，要偵測出顯著變化可能是困難和昂貴的。Box 2 給了進一步研究案例。

建議 16：須使用最小可偵測差異計算來估算偵測預期的土壤有機碳儲量變化所需的樣本數(或土壤有機碳的特定變化率產生統計上可偵測的變化所需的年數)。採樣活動(以 t_0 為基線的重複測量)或處理(以假設「基線情境」的成對樣區)之間的樣本數可能不同。當使用大量的樣本數估算基線時，這會減少採樣工作。

3.4 採樣頻率

當透過對土地利用或管理變化開始時獲得的基線進行重複測量來估算土壤有機碳儲量變化時，確定採樣頻率非常重要。更頻繁的採樣，即採樣之間的時間間隔更短，將提高精密度(因為更多的樣本將減少採樣誤差)，也可以偵測到土壤有機碳儲量變化量的改變，因為它可能不是恆定的。

一般來說，土壤有機碳儲量的預期變化須要大於最小可偵測差異，因此，較低的預期變化量將對應於較少的採樣頻率，因而允許在較長時間中發生改變。同樣，精密度較高的方法將降低可偵測極限，並允許更頻繁的採樣。同樣，具有較大變異的田區，可能需要較長的測量時間間隔，以準確評估土壤有機碳儲量的變化。

通常情況下，在基線和第 1 次重複採樣或成對處理之間，至少要有 3 年的時間(Donovan, 2013)。更為保守的說，Smith (2004)指出，如果投入的碳最多增加 20-25%，那麼只有在 6-10 年後，才能以 90% 的信賴水準偵測到土壤有機碳儲量的變化。除了碳輸入的變化外，氣候和季節性天氣也會影響土壤有機碳的累積或流失。因此，在多變的天氣條件下，建議採用較長的時間間隔，以增加偵測土壤有機碳儲量變化的可能性。

在測量土壤有機碳隨時間的變化時，應考慮土壤有機碳儲量的年內變動，並將其對儲量變化評估的影響應降至最低。土壤有機碳儲量的季節性變化取決於土壤有機碳的分解、植物生長和有機質的輸入。在畜禽生產系統，有機質輸入的年內變異，會與放牧制度、草料收穫、施肥量和日期，以及天氣條件有關。另一方面，土壤有機碳的分解受到環境條件的影響，主要是水分和溫度(Paul, 2007)。由於這些條件整年都在變化，土壤有機碳的分解條件不是恆定的。例如，夏季有機礦物複合物的乾燥和收縮加劇，會導致更高的土壤有機碳分解速率(Leinweber *et al.*, 1994)。浸水和低溫也可能阻礙土壤有機碳分解者的活動(Paul, 2007)。

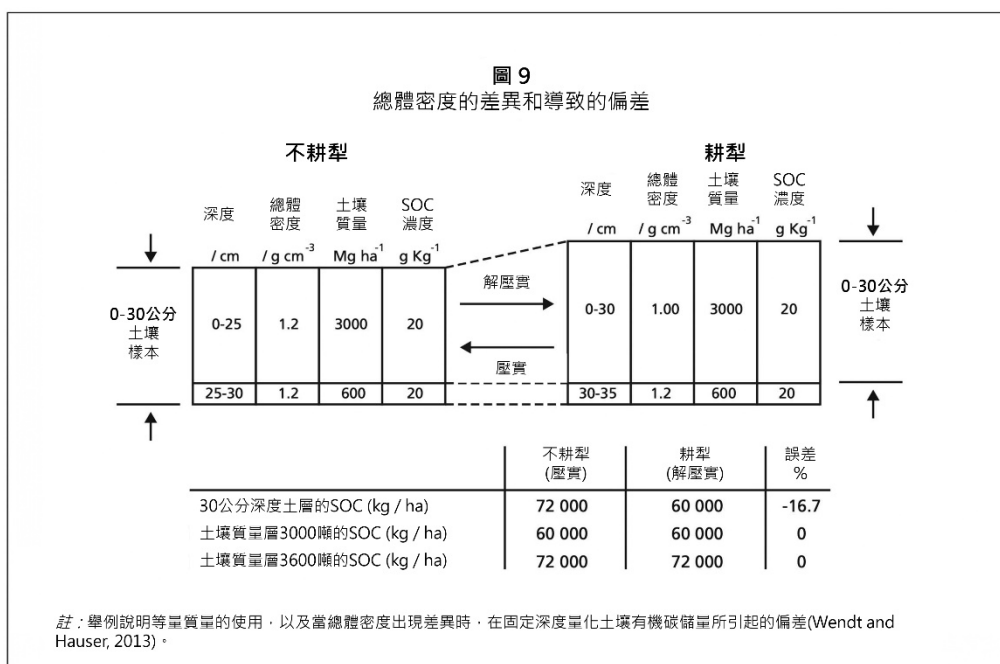
在二個不同年份採樣時，應考慮年內變化，特別是當這些變化預期高於該特定評估期內由管理所造成的可偵測變化時。此可藉由在同一季節不同年份的重複採樣(Allen *et al.*, 2010; Pringle *et al.*, 2011)，或藉由比較 2 年或更長時間，監測全年土壤有機碳儲量來確保。當透過成對樣區方法，評估不同的管理措施時，建議要查證季節對土壤有機碳儲量的影響與處理之間的關係(Wuest, 2014)。在艾伯塔省(加拿大)的放牧強度研究，在二個地點和二個放牧強度處理的四個季節，測量了土壤有機碳儲量(Dormaer *et al.*, 1977)。在八次的測量中有五次，其土壤有機碳儲量在隨後的二個季節之間比處理之間的差異要高。

建議 17：對於重複測量以取得與管理活動有關的土壤有機碳儲量變化，採樣通常應間隔 4-5 年。採樣策略應將估算的最小可偵測差異(公式 8)和相應要求的樣本數(公式 9)納入考量。在同一季節內，採樣活動須不超過 60 天，即所有採樣須在基線採樣回合的中位日/月之前/後不超過 30 天。每回合的採樣紀錄應包括日、月、年和中位日。

3.5 計算土壤有機碳儲量變化

3.5.1 等土壤質量

土壤總體密度會隨時間變化，以應對氣候和/或管理，包括機械的(如動物踩踏；Willat and Pullar, 1984; Zhao *et al.*, 2007)、生物物理的(如土壤水分；Dasog *et al.*, 1988; Blanco-Canqui *et al.*, 2009)和/或化學因素(如土壤有機碳含量變化；Périé and Ouimet, 2008)。如果在估算土壤有機碳儲量短暫變化時，不考慮總體密度隨時間的變化，那麼土壤有機碳儲量變化的估算將不準確(圖 9)。



例如，土壤的碳含量保持不變，但總體密度從 1.3 增加到 1.5 g cm⁻³，那麼對同一深度的計算將顯示土壤有機碳儲量增加約 15%。這種增加僅僅反映現在採樣體積的土壤更多，而不是因為土壤有機碳儲量增加。因此，追蹤土壤有機碳儲量隨時間的變化，需要對相同質量的土壤進行土壤有機碳儲量的比較，也就是說，在等土壤質量的基礎上，估算土壤有機碳儲量。只要它是 0.3 t m⁻² 或以上，實際選擇的等土壤質量在很大程度上是不重要的。

估算固定、均勻或等土壤質量的土壤有機碳儲量，將需要假設土壤有機碳含量和總體密度，如何隨著土壤深度的增加而變化。如果給定土層的土壤有機碳含量和總體密度只有一個值，則必須假設它們在土層內的分佈是均勻的。校正土壤質量，即從數學上減少相應層的採樣深度，會帶來過度校正的風險。因此，來自不連續的、相鄰的和連續的土層的土壤有機碳和總體密度資訊，將確保較精確土壤有機碳儲量的校正(Poeplau and Don, 2013)。這對於草原表土來說尤其如此，其中具有急遽的土壤有機碳梯度很常見。因此，僅有最底層土壤應使用等土壤質量進行校正。Wendt 和 Hauser (2013)發表關於多土壤層有機碳儲量校正的詳細說明，以及使用 Excel 表格於減少上述假設相關誤差的曲線函數。然而，多層採樣的成本並不總是負擔得起，而且隨著採樣深度增加，問題會減少。

一般來說，有幾種以等土壤質量為基礎的土壤有機碳儲量變化計算方法，這些方法在計算參考質量和/或調整土壤質量的深度方面有所不同(Wendt and Hauser, 2013; Gifford and Roderick, 2003; Ellert and Bettany, 1995; Sisti *et al.*, 2004)。這裡提供的方法以基線的土壤質量為參考，用以校正後續採樣的土壤有機碳儲量。這些方程式的構建使使用者可以校正任何深度的土壤有機碳儲量。

如果採樣區是分區的或採用代表空間中的點或區域的採樣設計(見 2.2.1 節)，那麼等土壤質量應僅針對代表相同點或區域的樣本進行調整(Murphy *et al.*, 2013)。這可以透過田間物理性混合樣品或藉由數據計算總體樣品來完成。點或區域的樣本質量和體積的總和用來計算於校正土壤有機碳儲量的等土壤質量。這是因為用採集土壤樣品的工具的體積在不同的採樣期間可能會發生變化，或者給定的點或區域的樣本數可能隨著時間的推移而變化。

計算等土壤質量以校正土壤有機碳儲量的公式為：

公式 10：

$$ESM = \frac{1}{n} \times \frac{\sum M_{bi}}{\sum V_{bi}} \times t_i \times 100$$

式中，

ESM (t soil ha⁻¹)：等土壤質量(用於公式 11)

n：總合的樣本數

$\sum M_{bi}$ (t)：所有總合樣品的質量之和

$\sum V_{bi}$ (m³)：所有總合樣品的體積之和

t_i (cm)：樣品的厚度

建議 18：為考慮隨時間或因管理而可能發生的總體密度變化，應在等土壤質量的基礎上，對土壤有機碳儲量進行比較。須提供至少 3 個來自不連續的、相鄰的和連續土層的樣本，以說明總體密度和土壤有機碳濃度，如何從表層向下的變化。在任何指定的等土壤質量中，只有最底層土壤必須基於假設，而不是直接測量總體密度和土壤有機碳濃度。只有在估算沒有分層的相對較小和均勻區域的土壤有機碳儲量變化時，才可以例外，在這種情況下，可以忽略等土壤質量，並可以在基線採集所有樣本的最小質量。在使用等土壤質量進行土壤有機碳重複測量或時間點比較時，應隨著時間對同一點(即空間和深度)或區域進行估算。對於採集個別樣本的採樣構想，須將這些樣本彙整，以確保它們代表同一地點或地區。計算等土壤質量的方法應在所有採樣時間保持一致。

3.5.2 計算土壤有機碳儲量變化

為計算土壤有機碳儲量的變化，應按照第 2 章所述的基線採樣方法採集和分析土壤樣品。土壤有機碳儲量估算與估算變異性措施，亦應按照第 2 章所述之方法執行。

土壤有機碳儲量變化，可依以下 2 種之一進行估算：(a)在確定的基準期(t_0)和另一次採樣(t_i)之間，或者(b)在假設「基線情境」成對樣區之間。在這 2 種情況，都涉及 3 個步驟。

步驟一：計算樣本的土壤有機碳儲量

可以為土芯分離樣本所代表的任何土層，計算單位體積的土壤有機碳儲量。這代表空間中某個點或區域的每一總合樣本 i 的 SOC_i ，其計算如下：

公式 11：

$$SOC_i \text{ (t C ha}^{-1}\text{)} = OC_i \times ESM \times (1 - vG_i) \times 1,000,000$$

式中，

OC_i (t C g⁻¹ soil)：樣本 i 土壤部分的有機碳含量(見第 2 章)

ESM (t soil ha⁻¹)：每個研究區域計算的等土壤質量(見公式 10)

vG_i ：樣本 i 採樣土層的單位體積礫石含量，以乾土質量比例表示(見第 2 章)

步驟二：計算研究區域的土壤有機碳儲量和變異數

如果遵循 IPCC 的建議(見 2.2.4 節)，須單獨計算 0-30 公分土層的平均土壤有機碳儲量。每個相關區域和採樣回合的研究區域的平均土壤有機碳儲量和對應的採樣變異數，應如下述計算：

在適用等面積分區和混合樣本的情況下，區的土壤有機碳儲量，計算如下：

公式 12：

$$SOC_{Aij} = SOC_i \times A_j$$

式中，

SOC_{Aij} ：深度 i 的土壤有機碳儲量，適用於面積為 j 區的

SOC_i ：深度 i 的等土壤質量調整後的土壤有機碳儲量

A_j ： j 區的面積

在區面積相等的情況下，「碳估算區域」的土壤有機碳儲量計算如下：

公式 13：

$$\overline{SOC_{CEA}} = \left(\sum SOC_{Aij} \right) / n$$

式中，

$\overline{SOC_{CEA}}$ ：「碳估算區域」的平均土壤有機碳儲量

SOC_{Aij} ：A 區域第 j 區的碳儲量， i 為深度

n ：碳估算區域的區數量

接著透過下式計算區變異數：

公式 14：

$$S^2 SOC_{CEA} = \left[\sum (SOC_{Aij} - \overline{SOC_{CEA}})^2 \right] / (n - 1)$$

式中，

$S^2 SOC_{CEA}$ ：「碳估算區域」的土壤有機碳儲量的樣本變異數

n ：區的數量

如果區面積不等，「碳估算區域」的加權平均土壤有機碳儲量應計算如下：

公式 15：

$$\overline{SOC_{CEA}} = \left[\sum (A_j / A_t \times SOC_{Aij}) \right] / n$$

式中，

$\overline{SOC_{CEA}}$ ：「碳估算區域」的平均土壤有機碳儲量

SOC_{Aij} ：A 區域第 j 區的碳儲量， i 為深度

A_j ： j 區的面積

A_t ：「碳估算區域」的總面積

接下來，變異數計算如下：

公式 16：

$$S^2SOC_{CEA} = \left[\sum \left(A_j / A_t \times (SOC_{Aij} - \overline{SOC}_{CEA})^2 \right) \right] / (n - 1)$$

步驟三：計算土壤有機碳儲量變化

有幾種統計檢定(t 檢定、混合效應模型等)可以確定土壤有機碳儲量是否不同：

(a)在使用隨時間變化的重複測量時， t_0 和 t_1 之間的差異；(b)在碳估算區域 1 和 2 (在某個時間 x)，使用成對樣區與「基線情境」比較。

(a)在 t_0 和 t_1 重複測量

應使用 Welch's t 檢定來檢驗 t_0 和 t_1 的土壤有機碳儲量是否不同。為此，土壤有機碳儲量之間差異的 t -統計，計算如下：

公式 17：

$$t_{\Delta SOC} = (SOC_{CEA_{at t_0}} - SOC_{CEA_{at t_1}}) / \sqrt{[(S^2SOC_{CEA_{at t_0}} + S^2SOC_{CEA_{at t_1}}) / n]}$$

式中，

$t_{\Delta SOC}$ ：Welch's t 檢定統計(t -test statistics)

$SOC_{CEA_{at t_0}}$ ： t_0 時「碳估算區域」基線的總土壤有機碳儲量

$SOC_{CEA_{at t_1}}$ ：採樣期(t_1)與基線相比，經等土壤質量校正的總土壤有機碳儲量

$S^2SOC_{CEA_{at t_0}}$ ：「碳估算區域」基線的土壤有機碳儲量的變異數

$S^2SOC_{CEA_{at t_1}}$ ：採樣期(t_1)與基線相比，經等土壤質量校正的土壤有機碳儲量的變異數

n ：「碳估算區域」的區數

Welch's t 統計的自由度(df)，計算如下：

公式 18：

$$df = \left\{ \left[(S^2SOC_{CEA_{at t_0}} + S^2SOC_{CEA_{at t_1}}) / n \right]^2 \right\} / \left\{ [(S^2SOC_{CEA_{at t_0}})^2 + (S^2SOC_{CEA_{at t_1}})^2] / (n - 1) \right\}$$

計算 df 適當 α -水準(如 0.9)的相應 t 值($t_{\alpha(df)}$)，需要從適當的表單導出。如果 $|t_{\Delta SOC}| > t_{\alpha(df)}$ ，那麼我們就認為觀察到的土壤有機碳儲量變化具統計意義。

(b)與假設的「基線情境」進行成對樣區比較

針對「基線情境」使用成對小區比較時， t_0 和 t_1 的 SOC_{CEA} 分別經過等土壤質量校正後的「基線情境」處理的「碳估算區域」和成對小區比較的總土壤有機碳 SOC_{CEA1} 和 SOC_{CEA2} 取代(均在 t_x 測量，實施對比管理後的測量年份)。這假設在 t_0 時，2 個成對小區比較的土壤有機碳是相同的。此外，如果 t_0 時的土壤有機碳處於穩定狀態，則對處理效果的解釋是直接的。如果土壤有機碳受制於先前管理措施，則對新管理的效果就不那麼容易解釋(見 Van den Bygaart and Angers, 2006)。

建議 19：為計算土壤有機碳儲量的變化，應採用一致的技術手冊採集和分析土壤樣本(第 2 章)。此外，使用圖 7 選擇一個與研究目的相對應的基線。(i)應按照建議的方法和使用統計工具(如迴歸分析)，估算隨時間變化的土壤有機碳儲量，並認知到某些情況下「自然」基線的必要性。(ii)應在起始點一致(即相同的土壤性質、氣候，以及先前的土地利用和管理)時，才能對新土地的利用或管理條件與「基線情境」進行成對小區比較，估算土壤有機碳儲量的變化；應徹底說明界定土地利用或管理狀態的條件。在這 2 種情況下，不須將估算的關係外推到最後一次測量的時期之外，因為不能假設土壤有機碳的變化隨著時間保持不變。

Box 3：挪威南部山區放牧對土壤碳儲量的影響

綜述：在挪威，夏季大約有 220 萬隻羊在山區放牧。羊群放牧對植物生態和生質量有很大的影響，因此，可能會影響土壤的碳儲量。

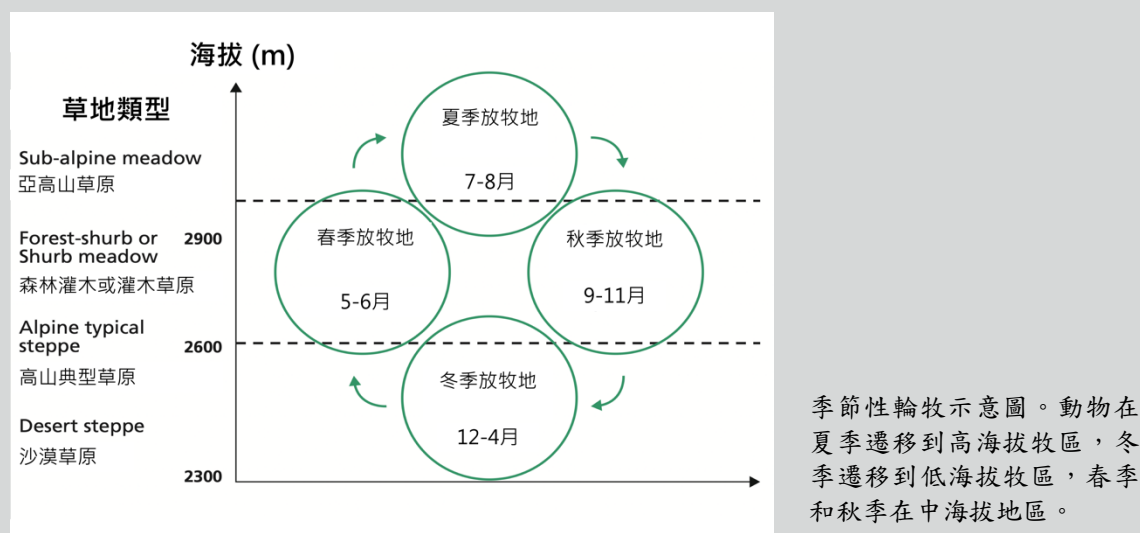
方法：在挪威南部中等生產力的未施肥高山牧場，進行不同放牧程度的長期試驗(減少、維持和增加分別為 0、25 和 80 隻羊 km^{-2})。土壤按化育層採樣，透過土層深度、總體密度和碳濃度相乘計算碳儲量(Martinsen *et al.*, 2011)。計算的總生態系碳儲量包括植被和表層土壤的碳。

放牧對碳儲量的影響：7 年後，在羊群密度增加的地點，表層的土壤有機碳儲量最低(Martinsen *et al.*, 2011)。相反，維持羊群密度會使土壤的碳儲量些微增加。這組研究亦顯示，挪威南部高山地景的碳吸存受到林線強烈影響，除氣候條件外，也取決於食草動物密度管理(Austrheim *et al.*, 2016)。



Box 4：中國祁連山高山草原 2 種放牧模式下的土壤有機碳儲量

綜述：放牧強度的增加與土壤有機碳的損失有關，因此，估算放牧模式和管理對土壤有機碳儲量的長期影響。研究地區位於中國甘肅省(北緯38.8°、東經99.6°)，該牧草地被歸類為高山典型草原。這裡的畜牧業有一千多年歷史，季節性放牧對當地牧民很重



方法：15 頭麋鹿(5-6 歲)放牧於冬季牧場(WP)，以及春季和秋季牧場(SAP)。在 1999 年和 2012 年採集 0-10、10-20、20-30 和 30-40 公分深度的土壤樣品。去除土壤樣品中的礫石、鬆散的植被碎屑和可見的根系後，將其風乾、過篩，並使用 Walkley-Black 法(Nelson and Sommers, 1996)測定土壤有機碳。

研究結果顯示：在二種放牧模式下，土壤有機碳含量隨著放牧強度的增加而大量降低，且在春秋牧區的變化比冬季牧區更強烈。高於放牧強度門檻值，土壤有機碳儲量變化受放牧活動影響，低於門檻值，不會發生土壤有機碳的流失。

放牧季節	年份	放牧活動與圍欄距離的變化(m)		
		0	1200	1500
春秋牧區(SAP)	1999	225	428	446
	2012	196	363	370
冬季牧區(WP)	1999	156	163	167
	2012	138	145	152

總結：基於本研究案例的證據，有助於確定在高海拔和寒冷環境下，較長時間尺度內可持續碳儲率的設置。

資料來源：Yuan, H. and Hou, F. (2015).

第 4 章、數據管理和報告

4.1 處理數據

處理研究數據的計畫要明確指出在研究項目範圍內如何取得、處理和儲存數據。它須確保研究數據的完整性，以及高質量和可存取的資料集。數據處理關係研究數據的保密性、安全性和保存/保留。對數據處理進行適當的規劃，可以使數據的存儲和檢索更加有效和有利。在以電子方式處理數據的情況下，數據的完整性為主要的關注點，以確保記錄的數據不被改變、刪除、丟失或被未經授權的使用者取得。

數據可追溯性、錯誤檢查和數據品質、存儲和備份都是數據處理的組成部分。在規劃田間土壤採樣、樣品製備和分析時，須考慮到數據處理，並預期報告可在得到最終結果後產出。因此，數據處理需要充分的規劃，制定簡化數據管理的程序，以及培訓和監督研究人員，以確保數據以安全可靠的方式存儲和歸檔。

4.1.1 蒐集數據

用於評估土壤有機碳儲量變化的數據搜集工作始於田間採樣，然後是處理和分析，最後將分析結果記錄在試算表程式或資料庫中。有些設備會將數據直接輸出到電腦上進行存儲。所有其他數據最初都須記錄在筆記本上(即非便利貼，也不是未裝訂的紙張)，然後手動輸入電腦進行數據處理。為了促進數據標準化並確保實驗得到充分描述，須制定採樣流程和設計輸入數據的試算表程式模板。

除土壤有機碳測定外，Del Grosso 等人(2014)須記錄其他數據，如場地描述(如天氣、土壤分類、空間屬性)、試驗設計(如操縱變因、執行的量測、樣區配置圖)、管理資訊(如種植和收割時程、肥料類型和數量、收穫的生物量、放牧強度、蟲害和雜草控管)。永遠建議記錄採樣地點的地理坐標，因為它是任何(額外的)空間分析(包括繪製數位土壤圖)不可或缺的資訊。

這種補充數據通常用於建立模型、清冊、解釋和報告。田間補充數據的類型和詳細程度取決於評估土壤有機碳儲量變化時欲使用方法的複雜程度。對於第 1 層級(Tier 1)模型來說(如 IPCC)，相對儲量變化係數是基於土地利用、土地管理和氣候區域。第 2 層級(Tier 2)和簡單的土壤模型(如 RothC)需要每月的天氣數據(月降雨量、蒸發量和大氣溫度)以及田間數據，如土壤覆蓋率(0 或 1)、每月輸入的植物殘體和畜禽糞便/糞肥。淨初級生產量(NPP)可用於估算每月輸入的植物殘體，而放牧草原的畜牧類型和數量可用於估算畜牧糞便/輸入。第 2 層級和第 3 層級(Tier 3)方法使用國家特定的係數和/或更精細的區域尺度解析(例如，次國家到精細網格尺度的高解析度活動數據)，這將減少估算的不確定性。根據選定的評估模型，可能需要補充數據，如根系生質量、用於模型初始化的土壤有機碳分

量、碳氮比(C:N)和土壤濕度。對於飼料作物系統，諸如作物殘體是否保留在田間等資訊將改善對碳輸入的估算。

在研究土壤有機碳儲量變化時，氮動態往往是驅動變化的重要因素，因為氮的有效性通常決定了生質量產量和土壤有機碳的分解(Piñeiro *et al.*, 2010)。因此，根據評估的目的，量化土壤氮儲量可能是有用的。本章提出的建議同樣適用於測量氮儲量的採樣情況。

建議 20：始終記錄採樣地點的地理坐標和代表區域的邊界。在規劃評估土壤有機碳儲量變化時，須考量蒐集必要的田間補充數據，如淨初級生產量、土壤質地和土壤氣候數據。

4.1.2 數據處理

大多數數據可以在試算表程式(如 Microsoft Excel、OpenOffice、LibreOffice)中處理和存儲。較大和較複雜的資料集可能需要使用關聯式資料庫(如 Microsoft Access、Oracle、MySQL)。在這兩種情況下，所有項目(如每個土壤樣本)都須有唯一辨識碼。唯一辨識碼對於確保數據的可追溯性、錯誤檢查是至關重要，且為適當資料庫設計所必需。

在試算表程式中確實地存儲數據始於為每個工作簿和工作簿中的工作表，或為資料庫及其表格、查詢和報告使用一個合理的名稱。每個工作簿都應有詮釋資料(例如自述表)。原始資料須提到：數據的簡要描述、分析設備和分析方法的簡要描述、採樣和分析樣品的日期、採樣、製備、分析或輸入數據的人員姓名、以及任何其他相關的現象(錯誤或設備問題)。每張工作表都應具有列表標題和單位(如果適用)。工作簿中的數據應顯示計算流程和檢查，並與實驗紀錄簿(表明儀器/設備的使用情況)相互參照。最後，數據的格式須使之後的檢索和分析變得有效。這包括使用常用的格式(如.xlsx、.accdb)，甚至是逗號分隔檔(.csv)。確保未來幾十年可能有機會對結果進行比較，並呈現研究結果。

4.1.3 數據存儲和檢索

儲存數據對於確保詮釋研究結果所需的所有資訊可用性，以及能以多種方式進行檢索，是非常重要的。如果沒有適當的存儲數據，未來的報告和出版會很困難。大多數項目開始時都是將數據存儲在試算表程式中(如 Microsoft Excel)。附錄 4.1 中提供了一個栽培作物轉作為天然牧草後，土壤有機碳儲量變化的例子。當蒐集的數據超過了 Excel 工作簿的容量時，則會使用資料庫來存儲大型的資料集。資料庫還可以處理數據表之間更複雜的關係，並提供比試算表程式更好的報告能力。

各國都有土壤碳資料庫，全球性的土壤碳資料庫也正在開發。一個土壤碳資料庫的例子是環北極土壤有機碳資料庫(加拿大農業及農業食品部，2019a)。這些

數據庫是使用舊的 dBASE PC 程式的.dbf 格式，但 Microsoft Access 可以匯入這些表格。

存儲的數據須定期備份，可以使用組織的內部系統，也可以使用線上外部數據存儲公司(通常稱為「雲端存儲」)。個人備份(如下班後用隨身碟帶回家的備份)是不充分的。此外，如果數據是機密的，它可能違反組織章程與政策。時至今日，隨身碟和 DVD 普遍存在，但五十年前，數據是存儲在當今難讀取的電腦卡和磁帶上。專門的備份服務可將與技術革新有關的問題降到最低。

無論使用何種備份方法，都須有充份的文件證明，即使在極端情況下(如所有團隊成員都離開計畫)，也有人能取得資料並備份，並瞭解如何解釋數據。有些國家的政策允許會計和人力資源數據在一定時間後被刪除，但這種政策並不適用於研究數據。

由 Jean-Claude Bradley 提出的「開放筆記本科學」(維基百科，2019)，主張不僅要保存科學數據且須公開，以便「所有可供研究人員得出結論的資訊能在世界其他地區流通」。

4.1.4 數據品質管制

為確保所蒐集數據的完整性，每一步都應遵循標準操作程序，並有適當的品質管制/品質保證。土壤有機碳可以用不同的方法來估算，然而為了獲得準確和具相比性的數據，建議使用經過品質保證和品質管制的標準化流程和儀器。品質管制使用已建立的流程來達到基於三個品質主要原則的量測標準：精密度、準確度和可靠性。品質保證是一種為確保品質管制適當執行的活動系統。作為土壤有機碳含量評估的一部分，分析土壤樣本的實驗室須有其品質保證/品質管制場所，以確保數據品質和完整性。在《加利福尼亞大學戴維斯分校分析實驗室品質手冊》(UC Davis, 2019)中，可以看到一個品質保證/品質管制的良好例子。雖然偏好使用國際標準化組織(ISO / IEC 17025 : 2005 測試和校正實驗室能力的一般要求)認證的實驗室進行土壤分析，但學術和研究機構實驗室實施的品質保證/品質管制往往會達到或超過 ISO 標準，儘管沒有經過 ISO 認證。

手寫的數據須是工整、可閱讀的(在田間條件下並不容易)，且應儘快在輸入者可以回答任何問題的情況下將數據輸入電腦。數據輸入是一項枯燥且容易出錯的工作，因此，在條件允許下，重複輸入數據並進行獨立比較和解決任何差異都是值得的。如果可能的話，將數據輸入活動限制在一小時內，中間穿插其他活動，將有助於減少枯燥和疲勞。大型專案可以考慮使用專門的數據繕打人員，甚至是光學字元辨認(OCR)來提高準確性和效率。資料庫和試算表有助於進行錯誤(如 5r.3 的數量明顯不正確)或合理性的基本檢查。例如，如果一個實驗中的 pH 值至少有 95% 的情況會落在 4.0 到 7.0 之間，那麼可以標記例外情況並進行檢查以確保它們是正確的。當分析產生非預期的結果時，這可能暗示數據品質的問題。

建議 21：數據應以合適的格式儲存，如模板(以記事本或逗號分隔檔，.txt、csv)，並包含所有必要的可識別數據(如年份、試驗田、重複數及土層等)、可估算的變量(粗屑體、根系、相對溼度)、樣品處理(碳酸鈣、過篩、乾燥等)。

在試算表程式不足以達到目的的情況下，須使用關聯式資料庫來存儲數據。除了蒐集土壤有機碳儲量的物理性量測所需的數據外，應保存採樣地點的所有相關原始資訊。這些數據包括採樣點的過去歷史(施肥、播種、放牧、耕作、堆肥等)和地理坐標。

4.2 報告結果

數據/結果報告的程度和範圍取決於最終報告的對象，例如，資助者、學界、大眾等。參與數據蒐集和分析的所有團隊主要成員都須有機會仔細審查和討論報告。

結果可以用幾種不同的方式呈現，包含圖、表格、地圖等。它們須始終伴隨著對誤差的估算。報告結果應描述數據蒐集和處理所使用的方法，以及數據和原始資料的存儲位置(連同聯絡人)。不僅是統計、採樣或實驗室程序，每一流程都須描述。

在內部或公共檔案中記錄所有工作的數據是一個好的作法。這可以使計畫為後續工作保持數據安全，並允許其他人利用這些數據進行進一步的分析，且與其他數據聯繫起來。

建議 22：數據/結果報告應對方法詳細描述，包括儲存數據和原始資料的地點。報告的結果須附有誤差或不確定性的估算。

第 5 章、監測土壤有機碳變化—大氣碳通量的淨平衡

可替代目前以物理性重複測定碳儲量的方法為制定完整的碳收支。這種方法解釋了藉由光合作用(總初級生產量, GPP)對碳的初始吸收, 後續透過呼吸作用(土壤、植物和凋落物)造成的部分損失, 從而得出淨生態系統交換或淨生態系統生產, 以及更進一步的系統碳輸入和輸出。碳通量交換的淨平衡(即估算淨生態系統交換)可以透過密罩測量(又稱為腔室測量)或渦流協變法來測量(Aubinet *et al.*, 2012)。比起例行監測, 這二種方法較常作為研究工具, 因為這二種都是相對密集型勞動的方法, 就渦流協變法的操作而言, 需要高度的專業且昂貴。

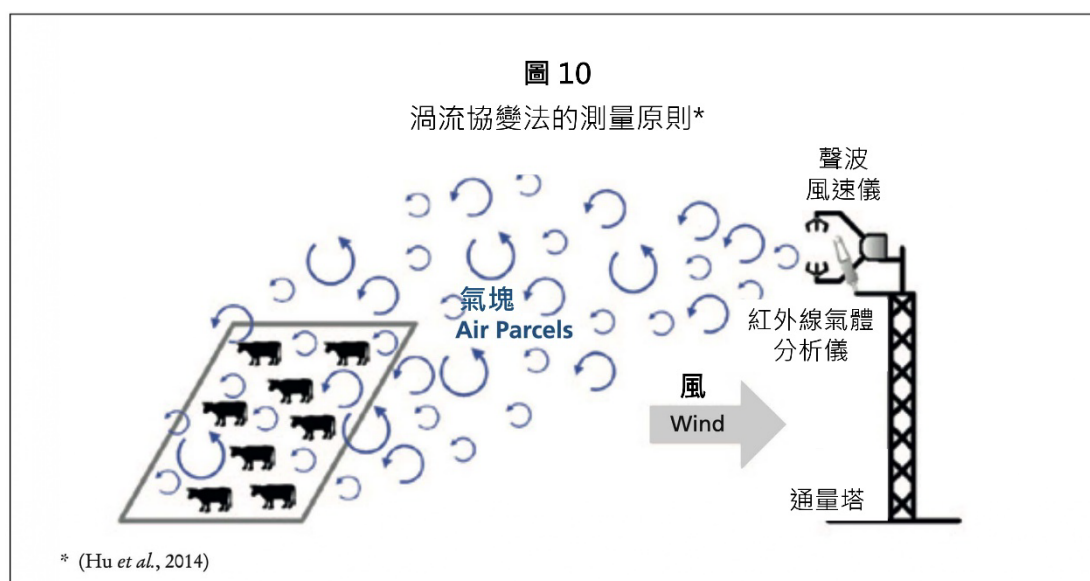
土壤密罩是測量吸收和土壤通量最簡單的方法, 但其涵蓋的空間足跡小, 不適用於長期研究, 而且如果是人為操作, 可能會面臨時間解析度低的問題(見 Smith *et al.*, 2010)。由於這些限制, 淨生態系統交換的密罩測量方法須僅限於小尺度。理想情況下, 須測量動態二氧化碳通量, 在日夜以及植被最佳生長時期(例如, Mitchell *et al.*, 2016)記錄多個數值。

取決於感測器的高度(即在草地上 2-3 公尺)和水平風速, 渦流協變法可以測量幾百平方公尺到幾公頃範圍內的淨二氧化碳交換量, 其高時間解析度, 可供檢測一年內土壤有機碳儲量的變化(Ammann *et al.*, 2007; Klumpp *et al.*, 2011)。

渦流協變法技術分析了, 用三維超聲波風速計測量的垂直風速快速波動, 以及使用快速反應氣體分析儀同步測量的二氧化碳濃度的快速波動(10-20 Hz), 兩者之間的共變異數(Aubinet *et al.*, 2012, 圖 10)。

渦流協變法技術的主要侷限與空間點的測量有關。因此, 通量的點測量和上風處測量區域(即目標觀測區域)間的關係, 需要具備某些大氣條件, 這也是在建立通量塔時須考慮的。其條件包括(i)穩定充足和連續的擾動、(ii)靜止的風場和擾動條件、以及(iii)二氧化碳的源和匯在目標觀測區域的均勻分布。

渦流協變法不僅提供了最可靠的淨生態系統交換量, 而且還可以將其劃分為總初級生產量和總生態系統呼吸。總初級生產量在大尺度上不容易測量, 但可以透過渦流協變測量的淨生態系統交換推斷夜間生態系統呼吸而估算出來(見 Reichstein *et al.*, 2005)。



為了透過渦流協變法技術測定淨碳儲存量(NCS)，需要進一步考慮輸入和輸出到田間的碳(見 Soussana *et al.*, 2010)。這些包括(i)與大氣交換的含碳化合物微量氣體(即甲烷、揮發性有機化合物(VOCs)和火災的排放)、(ii)有機碳的輸入(動物糞肥)和輸出(收穫、動物產品畜禽)、(iii)在水中損失的可溶性碳(可溶性有機碳和可溶性無機碳)和透過侵蝕而橫向運輸的土壤碳。淨碳儲存量($\text{g C m}^{-2} \text{ per year}$)即是這些通量變因的質量平衡(公式 19)：

公式 19：

$$NCS = (F_{CO_2} - F_{CH_4-C} - F_{VOC} - F_{fire}) + (F_{manure} - F_{harvest} - F_{animal-products}) - (F_{leach} + F_{erosion})$$

其中，

F_{CO_2} ：生態系統(植物和土壤)與大氣之間的二氧化碳淨生態系統交換量，包括來自放牧動物的二氧化碳(消化性加上代謝性二氧化碳)。 F_{CO_2} 通常為正值，表示其自生態系統中的獲得。

F_{CH_4-C} 、 F_{VOC} 和 F_{fire} ($\text{g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$)：分別代表以甲烷、揮發性有機化合物和透過火災從生態系統中損失的微量氣態碳。

F_{manure} 、 $F_{harvest}$ 和 $F_{animal-products}$ ($\text{g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$)：橫向的有機碳通量，從系統中輸入或輸出。

F_{leach} 和 $F_{erosion}$ ($\text{g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$)：分別是透過淋洗和沖蝕的有機(和/或無機)碳損失。

根據所研究的系統(即氣候區)和管理，公式 19 中的一些通量可以在計算淨碳儲量中忽略不計。

- 在濕潤的溫帶地區，草原的火災排放(F_{fire})非常低(即歐洲在 1997-2004 年間的排放每年低於 1 g C m^{-2})，而在地中海和熱帶草原，每年分別達到 10 和 100 g C m^{-2} (Van der Werf *et al.*, 2006)。
- 侵蝕($F_{erosion}$)在永久性草地上相當不明顯(例如在歐洲)，但在播種的草地上可以透過耕犁增加。Van Oost 等人(2007)繪制的全球 $F_{erosion}$ 地圖表明，即使在熱帶乾旱草原，草原的碳侵蝕率通常低於 $5 \text{ g C m}^{-2} \text{ per year}$ 。
- 草原系統的揮發性有機碳排放(F_{voc})通常非常小，因此很容易被忽略 (Davison *et al.*, 2008)。

在許多草原系統中，公式 19 可以簡化為(Allard *et al.*, 2007)：

公式 20：

$$NCS = (F_{CO_2} - F_{CH_4-C}) + (F_{import} - F_{export} - F_{animal-products}) - F_{leach}$$

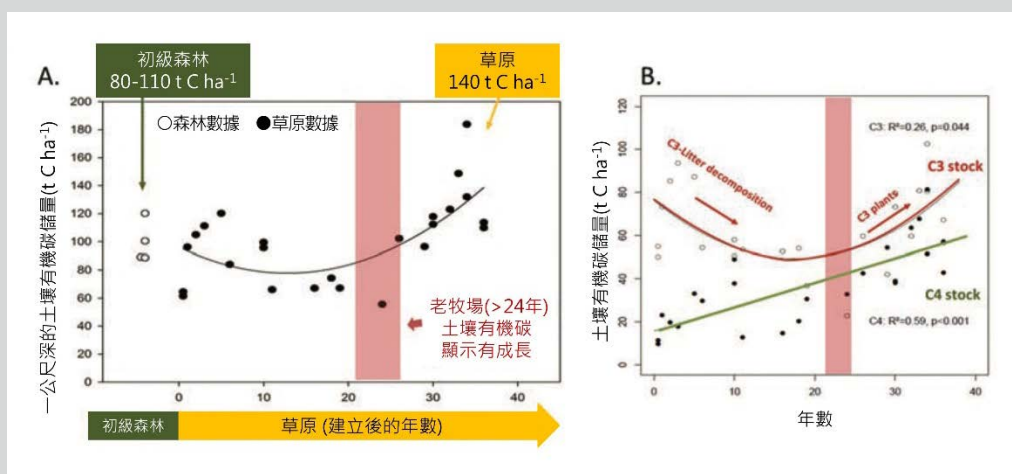
一些研究將重複的土壤有機碳含量測量，與透過渦流協變法技術獲得的碳平衡進行了比較(例如 Leifeld *et al.*, 2011; Skinner and Dell, 2014; Stahl *et al.*, 2017)，顯示該方法在長期比較(大於 5 年)中的結果吻合，但在短期比較下並不吻合，這是由於儀器和數據處理造成的渦流協變法測量不確定性所導致。儘管如此，與重複的土壤有機碳測量相比，這種方法的優勢在於它可以對碳匯及相關的源/匯強度主要驅動係數(如管理、氣候)的年度評估進行詳盡闡述(Jones and Donnelly, 2004; Skinner and Dell, 2014; Klumpp *et al.*, 2011)。這可以應用在新推動(不到 10 年)的管理系統。即便如此，分析淨生態系統交換量在儀器裝設、維護和數據處理方面的成本和勞動強度都相當大，因此有必要為這種方法設立一個專門的研究小組。Box 6 顯示的案例研究，呈現了該方法的優勢以及渦流協變法技術所需的技術和專業知識。

建議 23：當使用完整碳收支系統方法替代重複的物理測量方法來測定土壤有機碳存量的變化時，首先應確定有足夠的資金和設備，以及具有必要專業知識的研究團隊可以專門用於與負責該項目。對於使用渦流協變法測量土壤有機碳儲量變化，應先進行場地適用性評估，確定有足夠大的空間面積(至少 4-8 公頃，取決於風向)，以充分量化所有碳匯與碳源(如收穫、淋洗、動物產品畜禽)貢獻的通量。在尋求建立完整碳收支系統方法的儀器和計畫時，須諮詢具有使用渦流協變法成熟經驗的研究小組和工作圈(例如 Fluxnet、Ameriflux、NEON、ICOS)。

Box 5：亞馬遜地區老永久牧區的土壤碳儲存

綜述：亞馬遜森林累積在生質量和土壤中的碳，代表著 $0.42-0.65 \text{ Gt C yr}^{-1}$ 的碳匯。近幾十年來，超過 15% 的亞馬遜森林被轉作牧區，由於生質量燃燒和森林砍伐後頭幾年的凋落物礦化作用，導致了淨碳排放(約 200 t C ha^{-1})。然而，對熱帶牧區恢復森林碳匯的能力認知甚少。

方法：為了估算在法屬圭亞那牧區和原生林的碳儲量變化，採用了兩種獨立的方法：(i) 演替序列研究，包括分布在法屬圭亞那的 24 個 0.5-36 年的牧區和 4 個原生林中，深度 100 公分內的土壤碳和氮儲量；(ii) 在演替序列研究中，透過渦流協變法測定一個年輕(4 年)和一個古老(33 年)的牧區及原生林中淨生態系統交換。



研究顯示：演替序列研究和渦流協變法的綜合結果顯示，牧區的土壤碳儲存量介於 $1.3 \pm 0.37 \sim 5.3 \pm 2.08 \text{ t C ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ ，而附近的原生林為 $3.2 \pm 0.65 \text{ t C ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ 。數據表明，法國亞馬遜熱帶牧區在維持 24 年以上的情況下，可以部分恢復原生林的碳儲存。碳主要被封存在深層土壤的腐植質中(20-100 公分)，而在上層的 0-20 公分中沒有觀察到碳封存。C4 熱帶牧草的碳儲存與 C3 物種(如豆科植物、雜草)的輸入和發展有關，這些物種增加了生態系的氮輸入或土壤有機質的碳氮比。

沿著時間序列，小於等於 24 年和大於等於 24 年的牧區中 1 公尺深度的土壤碳儲量變化(A)，以及源自 C3 和 C4 植物的土壤碳儲量變化(B)。C4 植物(黑色圓圈)是在牧區建立時種植的。C3 植物的特徵(白色圓圈)來自原生林和灌木型豆科作物等新植物。

摘要：為了保育森林碳儲量和生物多樣性，遏止亞馬遜地區森林砍伐顯然仍然是目前的首要任務。然而，這些結果顯示，在永續管理下(避免火災和過度放牧，使用輪牧計畫及 C3 和 C4 物種的混合耕種)，熱帶草原牧區可以確保持續的碳吸存，增加亞馬遜森林目前的碳匯。

資料來源：Stahl, C. et al., 2017.

第 6 章、建立土壤有機碳變化的模型

6.1 前言

6.1.1 什麼是模型及它的用途是甚麼：決策支持及報告

模型是一種用於在尚未進行測量的情況下，以推斷土壤有機碳儲量和分布的方法，例如：(1)未來的氣候條件，(2)尚未測量的地點、土壤類型或區域，(3)尚未測試的牧場管理情境，如使用新草種、改變施肥方式或放牧制度等。造成無法直接測量土壤有機碳儲量的原因有很多，如難以找到有代表性的採樣點、缺乏採樣設備，或者該目標區域所需的必要樣本數量超過了可負擔的範圍等。此外，即使透過直接測量獲得的資訊，也不一定可以解釋與土壤有機碳儲量和動態變化所有的相關問題。

在過去的幾十年裡，數值模型已經被開發出來，包括定量描述土壤特性和過程的數學表示法。這些方法的廣度可以透過最近匯編的 90 個數學模型來說明，這些模型描述過去 80 年來土壤有機碳變化與生物地球化學相關的土壤過程 (Falloon and Smith, 2009; Manzoni and Porporato, 2009; Campbell and Paustian, 2015)。然而，根據其結構、所需輸入變量的數量、時間及空間解析度，並非所有可用的碳模型都適用於所有研究中 (Manzoni and Porporato, 2009)。此外，由於過去對特定生態系統的研究存在偏差，造成我們理解上有顯著的差距；舉例來說，目前大多數的模型都致力於集中在森林和耕地，而草原受到的關注則較少。

已開發的數種草原模型是依據不同的研究重點模擬土壤中的碳、氮、磷和硫每日或每月的變化(如CENTURY、DayCent)。一些模型旨在於改善自然草原的生化、生物物理和生態系統過程(如草原生態系統模型，GEM)，或是用以描述放牧系統中的碳、氮和水循環的模型(如Thornley (1998)所提的Hurley牧場模型，PaSim)，亦或用來模擬不同草種在競爭水和營養物質的模型(如DNDC, Li *et al.*, 2012)，以及其他過程導向的模型等。由於建立草原系統的模型較為複雜，以至於不管是單一模型或複合模型在預測地上部的草產量時的效果不佳；然而複合模型在預測一年生作物之產量則有較好的表現(Ehrhardt *et al.*, 2018)。草原系統具有耕作系統所不具備的特點；相較於耕地系統，這些特點增加以草原系統為基礎模型建置的複雜性，因此，對於模型開發者或使用者來說皆是重大挑戰。這些特點包括：(i)牧場植物的多樣性(如多年生植物、豆科植物、C3/C4 物種)；(ii)牧場的管理措施(如放牧動物、放牧方式、使用火作為管理工具、施肥、收割等)和植被之間存在大量的交互作用；(iii)對於耕地系統，整個農場管理比草原更複雜以及更重要。

由科學家開發和測試的牧場系統之土壤有機碳模型，主要是被推廣專家和顧問用於就氣候智能型農業活動提出實際建議。推廣專家利用模型來預測土壤

有機碳的長期變化，並將這一資訊傳達給農民，試圖找到最佳的牧場管理方法。公關和公部門顧問採用類似的方法，使用模型來評估不同規模的牧場管理的永續性，以促進公部門和私部門的決策。決策者對於確定牧場管理方案中如何在碳吸存、溫室氣體減排與針對生態健康、復原力和生產力的更廣泛影響之間找到最佳的平衡是有興趣的。

報告是土壤有機碳模型的另一個主要應用，當有政策決定要持續增加牧場土壤碳儲存量，並商定了對應的措施，就需要長期彙報計畫執行的情況。模型可以成為報告過程中的一個重要工具，以用來估算新的管理模式帶來的土壤碳增加量。報告可在不同的範圍內進行，從個別場域到整個國家或各大洲。舉例而言，一個畜禽業者可能需要向資助機構報告因作物輪作、放養率和施肥方法所造成土壤有機碳儲量的變化。這主要是因為此畜禽產業者可能沒有技術和財力在每個種植季節後進行土壤分析，因此，建立一模型的方法以考慮潛在的變化是必需的。另外，許多國家有義務在國家清冊報告中說明不同部門的溫室氣體排放量，而在農業部門的排放說明中，土壤碳儲存量的變化可能是一個重要部分。雖然有些國家已經測量了土壤有機碳儲量的基線情境，有些甚至可能在一定的時間內重複測量多次，但此類模型仍被廣泛地用來核算全國範圍每年的土壤有機碳儲量變化。

建議 24：模型應被使用於當目的是估算或推斷碳儲量在尚未測量的條件下的變化時，如土壤類型、氣候和管理模式等。作為一項指引原則，模型的複雜性須與上下文保持一致。

6.2 不同的模型建立方法

通常有三種模型的建立方法是被認可的，在此稱為三個不同的評估級別。按照 IPCC (2003, 2006) 提出的「級別」結構，建議採用三個級別(一級至三級)的方法，以利用模擬模型來估算土壤有機碳儲量和土壤有機碳的動態。選擇何種方法和級別，依據研究目的、空間尺度、數據有效性等(見段落 6.3)進行考量。雖然級別結構不是分層的，但若要從低級別移動到高級別時，須先提高估算的準確性並減少不確定性，這是因為模擬土壤有機碳改變所需的複雜性以及數據資源也同樣地增加。這些方法並不相互排斥，並且可以針對不同的計算需求或當地情況應用多種方法。

以下三個級別代表了不同的模型建立方法，範圍可從使用預設數據和經驗方程到使用更複雜的、特定的、當地確證功能或機制的模型。

三種級別分別為：

- 一級模型：「經驗」模型
- 二級模型：「土壤」模型
- 三級模型：「生態系統」模型

6.2.1 一級模型：經驗模型

初級模型中的土壤有機碳儲存量和變化量可使用經驗方法來估算，這通常代表觀察到的土壤有機碳儲量或土壤有機碳變化以及定義的環境，或環境和管理之變數，如土壤黏土含量、溫度、降雨或土地利用(Grigal and Bergu-son, 1998; Davidson and Janssens, 2006; Milne *et al.*, 2007)。

最著名的經驗方法之一是由聯合國政府間氣候變化專門委員會(IPCC, 2003, 2006)所開發估算土壤有機碳儲量變化的計算方法。此經驗方法計算了超過 20 年期間預計的淨土壤有機碳儲量變化，儘管達到穩定狀態但還需要很長的時間，甚至超過 100 年(例如，Poulton *et al.*, 2018)，但此部分被認為是土壤有機碳儲量達到新的穩定狀態(又稱為「平衡」)的預設期間。該方法透過分配參數土壤有機碳儲量參考值來估算土壤有機碳儲量變化，該值可能因氣候、土壤類型和其他因素而異。接著該參考值乘以相關影響因素，如草原管理對土壤有機碳儲存的定量影響等。該方法可以使用聯合國政府間氣候變化專門委員會提供的預設值如氣候、土壤和土地利用/管理資訊，或各國家特定數據。對於每一個時期，土壤有機碳儲量是在第一年和最後一年進行評估，其主要是根據在原生植被下發現的參考碳儲量(針對特定氣候和土壤類型)乘以主要變化因素(土地利用、管理模式、有機質輸入和土地面積)。碳儲量年變化率的估算值為兩個時間點的主要差異除以隨著時間改變的主要變化因素。關於這種方法的例子，可參考 Box 6 中案例研究。

這種方法可用於數據不易取得的系統，如過去的氣候數據、土壤數據和/或生產登記冊(管理模式及其對淨初級生產量的影響，或生物量增加及減少的評估等)。這類的方法已被用於估算牧場的碳吸存潛力以及管理模式對全球、國家和區域尺度之土壤有機碳儲量和變化量的潛在影響(Ogle *et al.*, 2004; Grace *et al.*, 2004; Easter *et al.*, 2007; Milne *et al.*, 2007; Kamoni *et al.*, 2007; Petri *et al.*, 2010; Berhongaray and Alvarez, 2013)。然而，該方法對於次國家或次區域的評估可能有侷限性(Milne *et al.*, 2007)。

它和其他迴歸方法一樣，聯合國政府間氣候變化專門委員會方法的一個主要缺點是，其認為土壤有機碳是線性變化的(Milne *et al.*, 2007)，並會在 20 年達到平衡(Goglio *et al.*, 2015)。而這可能會在某些特定環境中導致重要的偏差(Berhongaray and Alvarez, 2013)。另一個缺點為，當用於推導聯合國政府間氣候變化專門委員會方法的數據，大部分都來自北美和歐洲的研究；也因為這樣，其他環境中的草原數據嚴重缺乏，這可能導致研究時參考的土壤有機碳數值、土地利用或管理因素的估算存在偏差(Petri *et al.*, 2010)；這些數據可能需要使用當地數據調整這些參數以改進此估算(Berhongaray and Alvarez, 2013)。

最後，受到環境變化的影響，基於迴歸評估在預測長期土壤碳動態可能受到限制(Peng *et al.*, 1998)。

簡單的碳平衡方程式主要是基於經驗函數所囊括的特定區域或環境所考慮

的衰退和腐植化速率可被包含在此級別中。在這些模型中，土壤有機碳的分解會根據一階動力學進行，其速率常數由經驗的礦化係數 k_2 (yr^{-1}) 表示，該係數被認為是土壤和氣候條件的一個特徵。成為土壤有機碳儲量一部分的碳量是由植物碳輸入(CI)所估算出來的，它是另一個經驗參數 k_1 或「等腐植係數」的函數，它代表作物殘體轉化為腐植碳的產量(Andriulo *et al.*, 1999)。這些模型中的土壤有機碳變化遵循 Hénin 與 Dupuis (1945) 的兩段式方法，可概括為：

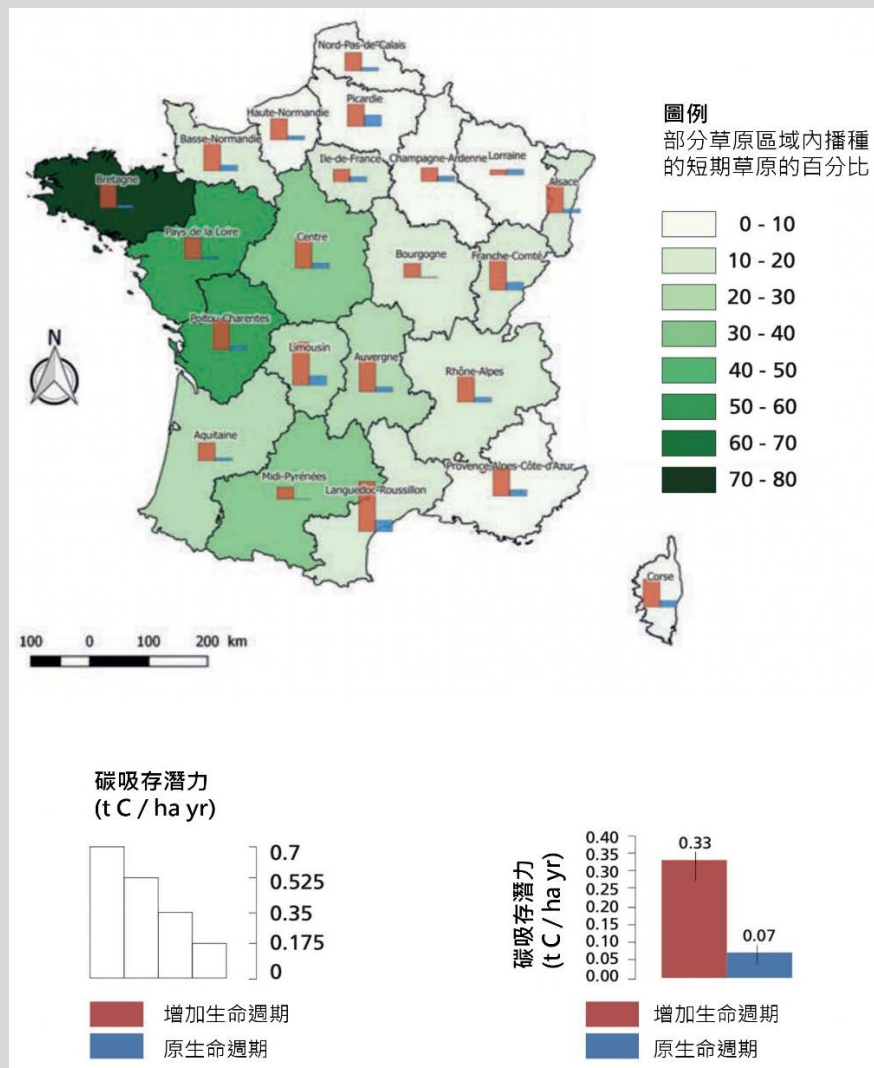
公式 21：

$$\Delta \text{SOC} / \Delta t = k_1 \times \text{CI} - k_2 \times \text{SOC}$$

Box 6：延長短期播種草原的生命週期以增加土壤的碳吸存量-法國案例研究

綜述：世界草原對土壤的碳吸存可以抵換溫室氣體排放，這些抵換可部分透過放牧管理和恢復退化土地來實現。然而，氣候和管理模式與碳吸存潛力有相當大的關聯。在草原上，碳的累積主要發生在土壤表層(表層30公分)，占碳儲量變化的80-90%。因此，土壤擾動的特性、頻率和強度等成為了決定碳吸存潛力的重要因素。在法國，近十年來，栽培草地已成為農業系統的一個重要部分(例如，永久性草地的持續減少；1980永久性草地為1280萬公頃、短期草地為270萬公頃，而在2010年永久性草地為740萬公頃而短期草地為320萬公頃)。然而，與永久性草地相比，這些呈現頻繁耕作的草地更容易有碳流失的情形；在草地設置後的前幾年，大約20-30%的土壤表層有機碳(0-30公分)容易因耕作而迅速流失(耕作後 $0.6-1.2 \text{ t C ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$)。因此，可透過限制草地更新的頻率來減少土壤干擾並提高碳吸存。

方法：透過將「生命週期」延長至5年(Pellerin *et al.*, 2013)，估算短期草地(TG)的碳吸存潛力。目前，法國的短期草地分為六個年齡段，分別占短期草地總面積的31% (1年)、17% (2年)、17% (3年)、16% (4年)、13% (5年)和6% (6年) (短期草地314萬公頃與永久性草地980萬公頃相比)。在不增加 TG 的表面積的情況下，我們將所有大於4年的 TG、80%的3年 TG、65%的2年 TG、50%的1年 TG 的壽命增加到5年。潛在的碳吸存量是透過使用第2層級(IPCC, 2006)方法估算0-30公分土壤層中的碳儲量變化(即 $\text{SOC}(t) = \text{SOC}_{\text{ref}} \times F_{\text{LU}} \times F_{\text{MG}}(t) \times F_i(t)$)，其中 SOC_{ref} 是2013年法國行政區域的平均土壤碳儲量， F_{LU} 是土地利用係數(溫帶草原為1)， F_{MG} 是管理係數(0.7到1.14，從高度退化到改良的草原)， F_i 是投入係數(1到1.11，從中等到改良)。為了模擬「生命週期」的延長，任務係數($F_{\text{LU}} \times F_{\text{MG}} \times F_i$)根據草原年齡的不同而變化(如下表)。



根據草原年齡的綜合「生命期」任務係數($F_{LU} \times F_{MG} \times F_I$)

研究顯示：短期草地的生命週期延展(即 TG 面積的 16%)使平均碳吸存潛力增加了 $0.26 \pm 0.03 \text{ t C ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ (-0.002 到 $0.5 \text{ t C ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ 取決於區域初始土壤有機碳儲量、總草地面積中播種草地的百分比和草地年齡的劃分)。

這類方法仍被廣泛用於描述或預測不同環境和規模的碳演變(Minasny *et al.*, 2013)，並成為其他複雜模型的參考基礎。然而人們早已意識到，土壤有機碳含有許多組成和彙集不同穩定性及周轉速率，並且礦化和腐植化參數的數值也會隨著時間而變化。因此，使用這種經驗方法的缺點主要為這些方程式針對特定條件(土壤、氣候、管理、碳輸入類型)產生的，因此它們不一定會在不同的環境中或在這些變數發生變化的情況下充分發揮作用。

建議 25：未經修改的一級模型可提供初步指示以預測碳儲量變化的大小或方向。當取得確定的數據時，須使用一級模型（例如，根據特定區域的實驗調整 IPCC 係數）。使用者須注意，一級模型可用於報告或判斷，但如果不使用區域特定因素，這些模型的準確性將受到限制。

6.2.2 二級模型：土壤模型

考慮氣候和土壤因素以及土地利用和管理變數，土壤有機碳儲量和變化量可透過使用模擬土壤有機碳的動態進行估算。此層級的模型通過相關物理和化學原理的函數，或通過使用基於一般物理化學原理的數學函數來模擬整合不同的過程，以考慮及決定土壤有機碳儲量和變化過程的基本動態和變量。

除了土壤有機碳(如土壤水分和溫度)並模擬其對土壤有機碳動態的影響，許多類型的模型都可預測整合各種變數。這些模型通常基於不同的碳庫概念預測土壤有機碳動態變化，或基於輸入量、分解率和穩定機制而有不同大小規模的碳匯或區塊(每個區塊或碳庫具有相似的化學和物理特性；Stockmann *et al.*, 2013)。大多數這些模型中的碳流動大多表現出了碳從植物和動物殘骸移動到微生物生物量，最終到達穩定性增加的土壤有機碳庫。有機碳庫的輸出量通常被分割開來，如某種類型的微生物群落、另一個有機庫，或在有氧條件下產生二氧化碳(Falloon and Smith, 2009)。

在二級模型中則是提出了動態的、過程導向的、「以土壤為中心」的模型。這些模型考慮了前面提到的土壤有機碳過程，但沒有模擬其他複雜的過程，如植物地上部或地下部生物量的生長，或營養元素的移動情形。因此，在這些情況下，必須評估來自植物和動物殘留物的碳輸入。類似的模型如 YASSO (Liski *et al.*, 2005)、ICBM (Andren and Kätterer, 1997)、C-TOOL (Taghizadeh-Toosi *et al.*, 2014)、CANDY (Franko *et al.*, 1997)或 RothC (Jenkinson *et al.*, 1990; Coleman *et al.*, 1997)等。在過去 20 年來，RothC 是最廣泛被使用的土壤有機碳模型之一(Campbell and Paustian, 2015)。雖然 RothC 最初的開發是為了模擬可耕地表層土壤中有機碳的轉換率，但後來模型經過擴展更新，使其在不同的土壤和氣候條件下使用，也可用來模擬其他生物群落的周轉率(Coleman *et al.*, 1997)。它已被廣泛用於模擬畜禽系統中的碳動態變化，包括草原、牧場、莽原和疏灌叢(如 Falloon *et al.*, 1998; Cerri *et al.*, 2003, 2007; Martí-Roura *et al.*, 2011; Liu *et al.*, 2011)。

儘管這些模型比實證研究方法更複雜，但它們對數據的要求相對較少，且氣候、土壤和生產力數據等較容易獲得。來自植物殘體和動物排泄物的土壤碳輸入量，可從地上部淨初級生產(根芽比率、畜禽效率和採收率以及植物消化率)得出預算值，(Liu *et al.*, 2011; Poeplau, 2016)。然而，由於排除了部分資訊的模擬，如植物生質量生長、植物與氣候變數的相互作用、土壤水分收支、養分動態變化或

二氧化碳以外的溫室氣體排放等，使模型在應用時可能會有侷限性。關於它們的使用實例，見 Box 7 中的案例研究。

建議 26：當無法獲得土壤有機碳變化在該地區的影響因素(如腐植化係數)，但可以獲得影響碳流失的植物碳輸入和環境參數數據時，須使用二級模型。

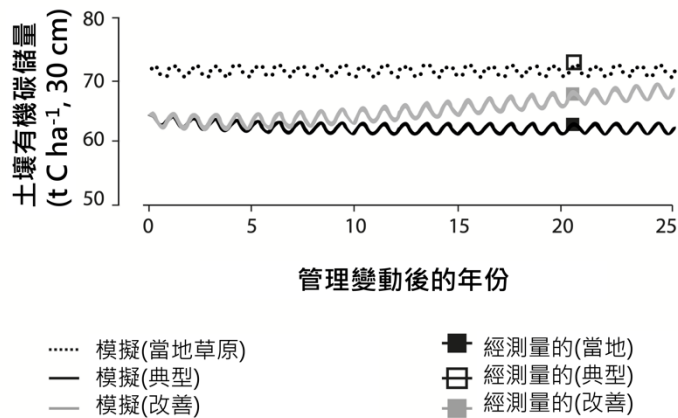
Box 7：使用二級模型分析阿根廷彭巴洪災的管理策略

綜述：經常性氾濫的彭巴草原為溫帶氣候且氣候溫和濕潤，是阿根廷主要的肉牛養殖區，占地900萬公頃的草原。這個窪地區域主要由不同種類的鹽鹼土覆蓋，因此在冬季和春季仍會有積水的情形，且夏季經常出現乾旱的情況。植被大部分由原生草原為主，並且不斷地被作為牛群食用的牧草。在自然情況下或通過長期放牧(圍欄)，土壤表層30公分處可以發現高達60-75 t C ha⁻¹的土壤有機碳。自400多年前引進牛群以來，據估算，土壤有機碳儲量已經減少了15-30% (Piñeiro *et al.*, 2006)。隨著適當的放牧系統的建立，不僅植物群落結構得到改善，這些草原土壤中的淨初級生產量(NPP)也隨之增加(Di Bella *et al.*, 2015)。放牧管理可能是改善該地區土壤質量和土壤有機碳儲量的方法之一。



方法：結合土壤有機碳測量和模擬模型，在這些生態系統的田間規模上所採取不同的管理策略來分析土壤有機碳含量在現在和未來可能的趨勢。針對 RothC 模型，主要是套用該地區之生產數據(易於取自於農民)模擬不同管理制度下的預期土壤有機碳儲量存變化(Soussana and Lemaire, 2014; Liu *et al.*, 2011)。

(續)



用 RothC 模型模擬不同管理制度下土壤有機碳的變化。方塊顯示了在不同管理模式下的農民田地，所測得的平均土壤有機碳。

研究顯示：該圖顯示了在當地原始植被(典型的畜禽系統)和「改善的」管理(添加磷和放牧-豆類輪作)下，20 年後土壤有機碳儲量變化的模擬結果。作為參考，圖中顯示了在商業生產農場測量的鹼化潮軟土(natraquoll soil)的平均土壤有機碳儲量。即使在高放牧率下，在增加淨初級生產量之後，「改善的」系統仍可將碳儲量提高近 160 kg C ha⁻¹ yr⁻¹。然而，在更廣泛的範圍內，這種方法須儘可能與生命週期評估(LCA)方法相輔相成，以更好的說明每個管理制度所產生的二氧化碳和其他溫室氣體流量。

6.2.3 三級模型：生態系統模型

在三級模型中，建議使用動態變化的、過程導向的、較複雜的且可做局部校正的土壤有機碳模型。與二級模型一樣，考慮到氣候、土壤、土地利用和管理模式對土壤有機碳動態變化的影響。然而，「生態系統模型」也整合了這些變量來模擬可能對土壤有機碳動態產生直接或間接影響的碳轉換以外的土壤過程。因此，「生態系統模型」使用不同的子模型，模擬地上部和地下部植物生物量的生長和碳輸入、土壤水分動態、養分動態變及其相互作用。三級模型通常用以模擬通過土壤中不同有機庫的碳通量：土壤活性碳(植物凋落物或殘留物、微生物生物質量)、緩效性有機碳和被動或惰性碳。每個碳庫受到本身的規模大小、土壤特性、養分供應、土壤溫度和土壤水分的調節影響等有不同的分解率，而這些影響因素又取決於模型中模擬的植物生長、土壤水分收支和養分動態。

目前有一系列用於估算土壤有機碳的生態系統模型，包括 EPIC (Williams *et al.*, 1984)、CENTURY (Parton, 1996)、DNDC (Li, 1996)、DAISY (Svendsen *et al.*, 1995)和 SOCRATES (Grace *et al.*, 2006)。也有一些二級模型已被納入生態系統或農場模型的例子，如 HOLOS 中的 ICBM (Kröbel *et al.*, 2016)，該模型主要用來估算土壤有機碳的變化量和整個農場的溫室氣體排放(見 Box 8 中的案例研究)。其他廣泛使用的生態系統模型，如 DSSAT (Jones *et al.*, 2003)和 APSIM (McCown

et al., 1996)也包含了土壤有機碳的相關子模型。最後，還有許多不同的生態系統模型範例，專門針對畜禽系統，且能夠模擬土壤有機碳的動態變化，如 ECOMOD Suit (包括 EcoMod、DairyMod 與 SGS 牧場模型；Johnson *et al.*, 2008)和 PaSIM (Riedo *et al.*, 1998; 2000)。

這些「生態系統模型」使用長期數據集進行測試，並進行局部校正，通常顯示出在一系列土地利用、土壤類型和氣候區域中，對土壤有機碳動態變化有良好的預測能力(Smith *et al.*, 1997)。然而，不同子模型或參數的模型校正和確證對於其預測能力有重要的影響，但附加的數據卻有伴隨著難以測量、成本高、耗時長，且變化大等缺點。此級別的模型對土壤、氣候和管理模式的數據要求更高，可能難以取得。此外，這些模型模擬的碳庫通常是由理論推導，並沒有能對應的實際測量，因此很難以初始化模型和確證模型計算的結果(Falloon and Smith, 2009)。生態系統模型提供了模擬土壤有機碳儲量和土壤有機碳動態的潛力，用途廣泛，但它們並不一定是最合適的工具，因此在決定方法時需要仔細考慮。

建議 27：當目標是為了要整合多個土壤、植物及大氣交互作用的過程，對土壤有機碳動態變化的影響時，應使用三級模型。須用來研究農業管理、作物和土壤之間的多重影響，並估算氣候變化對作物生產力和土壤有機碳動態變化的影響；它們也可用來評估土壤有機碳變化和其他環境指標之間的權衡關係。

6.3 決定方法

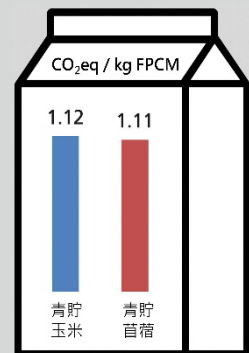
一般來說，特定模擬方法的選擇可取決於目的、可用資源(時間、電腦處理器和數據資料庫)以及代理商的專業知識。大多數模型可以免費下載，或者可以從模型開發者那裡取得，通常附有指南以利使用。因此，模型本身不應是一個限制性因素。作為一項準則，所選擇的模型複雜程度須與整體環境相一致。例如，如果土壤有機碳只是所有應考慮因子的一小部分，如整個農場的溫室氣體排放量(見 Box 8 中 Holos 模型的案例研究)(Bolinder *et al.*, 2006)，此時三級模型的方法可能不是最適合的選擇。原因如下：(i)土壤有機碳儲量變化並不是此排放量的主要部分，因此對土壤有機碳儲量變化預測的不太準確，可能對整體排放量影響不大，以及(ii)相較於較低層級的方法，三級模型的方法在整個上下文中輸入數據的詳細程度很可能不足已獲得更實際的結果。

三級模型的方法有潛力是最準確的，但為此他們需要詳細的現場特定校正數據。但在許多情況下，這是不被適用的。因此二級模型的方法較為適合。另一方面，在某些情況下，三級模型的方法在模擬植被動態變化的能力是不可缺少的。一般來說，作為一種獨立的方法，只有第三級的方法可以模擬氣候變化情景，這是因為氣候變化可以影響土壤中的過程，且同時須考慮植被的作用(Parton *et al.*, 1995)。出於同樣的原因，當需要估算土壤有機碳的動態變化時，若沒有任何

關於生產力的資訊(如特定地點之植物對土壤的碳輸入)，即可選擇使用三級模型。同理，只有在獲得足夠的數據(如氣候和土壤數據)支撐生態系統模型的參數化時，才須考慮用模型來填補數據差距。否則，對碳輸入的粗略估算，即從農業統計數據與平均分配係數相結合得出的結果可能同樣準確(Andrén *et al.*, 2004)。

Box 8：在加拿大奶牛場的全系統足跡分析包含土壤碳變化評估

綜述：一個新的碳模型方法被用於評估整個牧場的飼料來源對牛奶生產的溫室氣體排放強度的影響(Little *et al.*, 2017)。在一項研究中，給奶牛餵食青貯玉米飼料而不是青貯苜蓿飼料，可降低乳牛甲烷的排放。這促使我們進行改變奶牛的飼料管理，對一個擁有 60 頭奶牛的奶牛場而言，其總溫室氣體淨排放的影響的研究。Holos 是加拿大農業和農業食品部(2019b)開發的全農場溫室氣體模型，用於估算二氧化碳、甲烷和氧化亞氮的淨排放量(以二氧化碳當量計)。



方法：為了估算對土壤碳變化的影響，我們使用了引導式碳平衡模型(Andrén and Kätterer, 1997)，碳模擬從平衡點開始(1985 年加拿大種植系統開始多樣化之前)，進而對管理決策的影響進行了評估。

研究顯示：研究表明，使用青貯玉米飼料的溫室氣體總排放量略大，因此使用紫花苜蓿作為飼料的牛奶，其溫室氣體排放強度略低於使用青貯玉米飼料的牛奶(分別為 1.11 kg CO₂eq kg⁻¹ 脂肪和蛋白質校正牛奶)。然而紫花青貯苜蓿的種植需要多 5 公頃的土地。當考慮到碳模型的方法(比較 4 年的青貯玉米；4 年的混合乾草與 4 年的青貯苜蓿；1 年的青貯大麥的輪作)，其中青貯玉米的系統不斷損失土壤碳(約 2000 kg C ha⁻¹ 30 yr⁻¹)，即增加了約 23 t CO₂eq yr⁻¹ 至整個農場溫室氣體排放(大於 2000 t CO₂eq yr⁻¹)中。但紫花青貯苜蓿系統儲存碳(約 1.9 t C ha⁻¹ 30 yr⁻¹)，從而使整個農場的溫室氣體排放減少了約 320 t CO₂eq yr⁻¹ (16%)。這些碳變化量將隨著時間的推移而減少，這就是為什麼它與溫室氣體排放總量需分開報告。

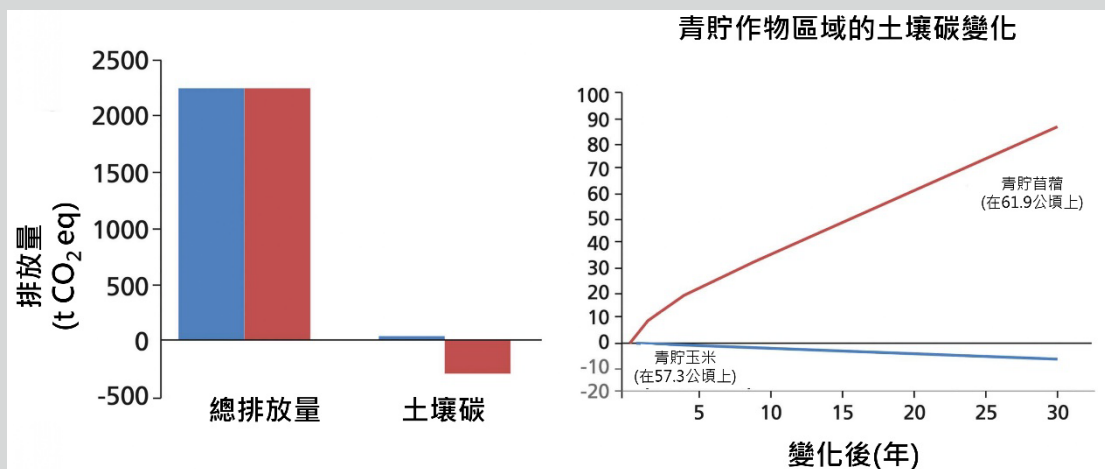


表 4、建立模型目的列表，三個級別模型的效度(程度)用不同顏色表示

模型目的	一級模型	二級模型	三級模型
國家核算			
比較管理模式			
改善生態系統服務			
氣候變化的情境			
基準化測試			
生命週期評估			
交叉配合(包括其他溫室氣體)			
二維/三維建模(深度剖面、橫向通量)			
升級			
商業農場評估			

註：紅色=無效，黃色=有限的準確性和有限的接受度，綠色=有效的和普遍的做法。

下列表 4 和表 5 提供指南，說明在不同目的和空間尺度，選擇何種模型較合適。在表 4 中，列出了幾個相關的目的，且衡量不同目的對應到三個級別模型的效度。

紅色表示不建議使用此級別模型，黃色表示使用該級別模型的效度一般，但準確性和接受度有限，綠色表示對相應的目的來說，此級別模型是常見的做法。

對於二級和三級方法，須注意的是，最常用的模型(如表 4 中所列)在溫帶氣候下進行了參數化和校正的，通常只在一個實驗點進行。因此，特別是在亞熱帶或熱帶氣候下應用時，使用者須尋找替代參數集或重新校正和/或確證該模型，確保該模型已在這些條件下得到確證。例如，(Shirato *et al.*, 2004)改變 RothC 模型的其中一個土壤有機碳庫之分解率，以改善模型對於日本灰燼土的模擬情形。關於模型校正、確證和不確定性的更詳細指引，特別是使用蒙地卡羅方法(Monte Carlo)，可參考附錄 2。近期，Brilli 等人(2017)重新審視了許多農業生態系統模型的優勢和劣勢，並為方法選擇提供了額外的指引。

建議 28：模型的選擇，須考慮研究目的、空間尺度、以及運行模型的數據品質及可用性。模型的複雜性須與背景一致，但傾向以簡單的及經過當地確證的模型。模型的內部校正(基於特定區域的數據)，其中模型「係數」依實驗進行調整，無論評估的級別如何，都會產生更準確的結果。

表 5 總結了較常應用的空間尺度、用於畜禽系統中較著名的土壤有機碳模型，以及它們的數據要求等作為方法決定的指南。6.2.1-6.2.3 節中提到於每種方法的優點、潛在用途和缺點/限制的更多資訊。

6.3.1 技術能力和運行數據

一個系統的模型必須在既有的計算能力限制下，表達平衡模型的概念性理解、最能代表這種理解的數學方法以及可用於告知和評估模型功能的數據 (Campbell and Paustian, 2015)。模型的精密度在很大程度上依賴於執行模型時使用的數據品質和數量。通常情況下，運行模型的數據集不是由實際的研究團隊蒐集的，而是取自以前或正在進行的其他研究。在許多情況下，數據的格式和數量對模型來說較為不合適。當蒐集到的大量數據不能被整合以支持測試模型時，部分原因是這些數據是在不同的時間蒐集的，並且不能被其他地區使用。大多數數據集缺少元數據，使得它幾乎不可能在專案之外使用。

儘管有可用的數據，但在某些情況下，可以通過使用替代數據來解決。識別和處理這些替代數據來源的技術能力經常受到限制。模型的建立需要複雜且昂貴的軟體，這限制了進行模型建立的研究的興趣和能力。且在許多發展中的地區，供電不穩使操作難以執行，這種情況又因作出的消極對策而進一步加劇。這使得數據蒐集及資金挹注變得困難，因此傾向於依賴二級數據來源。

共享網路數據可以改善數據的獲取問題，從而改善模型的預測結果。專家和年輕科學家之間的南北合作計畫可以解決來自不同研究或地點的數據限制。

建議 29: 須投入大量資金以改善和加入現有的專業知識至模型中，並完成確證及校正，其中包括設置輸入數據，以減少特定狀況下的不確定性。使用者須知曉，如果缺乏此類投資，專案結果在專業審查中，存在不被接受的風險。

表 5、畜禽系統中最常用的模式概述

樣本數	一級模型： 經驗模型	二級模型： 土壤模型	三級模型： 生態系統模型
畜禽系統中使用的模型	IPCC (1-2 層級)	ROTH-C ICBM CANDY C-TOOL	CENTURY-DAYCENT DNDC EPIC-APEX DAISY SOCRATES APSIM PASIM
經常使用的空間尺度	農場 區域 國家 全球	研究樣區 田間/農場 區域 國家	研究樣區 田間/農場(實驗) 地景 區域 國家
一般數據要求	氣候區 土壤類型 土地利用 (管理模式或因素) 初始土壤有機碳儲量(可估算)	氣候變量 (如月降雨量、溫度、蒸發量) 土壤基本參數 (如黏土百分比，總體密度) 最初的土壤有機碳儲量 (可估算) 管理變數(如碳輸入、殘體質量、土壤覆蓋、糞肥輸入、耕犁類型)	氣候變量 (如降雨量、最高/最低氣溫) 土壤參數 (如黏土、粉土、砂土的百分比，總體密度，pH 值。一些模型可能需要水分含量和陽離子交換容量) 最初的土壤有機碳儲量 (可估算) 最初的氮或其他營養物質含量 管理變量 (如輪作、耕犁、肥料、糞肥、灌溉、殘體管理/作物覆蓋、放牧管理)

註：不同方法通常適用的空間尺度和運行模型的最低數據要求摘要。

6.4 執行

6.4.1 數據有效性

一些國際土壤和氣候數據庫可套用於模型中，表 6 中提供了幾個關鍵的例子。在決定進行陸地生態系統的模擬時，數據的有效性是一個重要的考慮因素。在某些情況下，當地的數據是可以使用的。

須考慮對不同數據類型的需求，下面列出了一些類別：

表 6、部分國際土壤和氣候資料庫可用於模型輸入

數據類型	來源	備註
土壤數據	Soil Grids-國際土壤參考訊息中心(ISRIC, 2019a)	提供跨界免費存取土壤數據的網絡應用程式
土壤數據	全球土壤特性資訊庫(WoSIS)和數據集 (ISRIC, 2019b; 2019c)	WoSIS 旨在為使用者提供標準化/統一的土壤數據
土壤數據	聯合國糧食及農業組織全球土壤有機碳地圖 (GSOC) (FAO, 2019c)	一個擁有超過 15,000 個土壤繪圖單元的 30 弧秒柵格數據庫，將全世界現有的區域和國家土壤資訊更新 (SOTER、ESD、中國土壤圖、WISE)與聯合國糧食及農業組織-教科文組織 1:5,000,000 比例尺世界土壤圖中包含的資訊進行梳理。
土壤數據	美國聯邦總務署(2019)	
氣候數據	聯合國糧食及農業組織 CLIMWAT 資料庫	按主題分類的巨數據集儲存庫
氣候數據	(FAO, 2019d)	氣候數據庫與計算機程序 CROPWAT 結合使用，可計算作物需水量和全球一系列氣候站的各種作物的灌溉計畫。 CLIMWAT 提供七個氣候參數的長期月平均值
氣候數據	CRU (氣候研究小組)資料庫 (UEA, 2019)	以 0.5×0.5 的網格為基礎，提供全球範圍內或 1901-2016 年(自 1850 年以來的溫度)的每月網格化溫度和降雨數據

1. **數據輸入：**輸入的數據，有時被稱為強制數據(強制參考氣候)，是模型用來預測結果的數據。
 - a. **環境數據：**最明顯的一組環境數據是氣象強制數據，另一個主要數據是空間上明確的土壤性質。我們必須考慮氣象數據是否足夠用於特定的模型。登錄的氣象數據可能是不完整的，因此可能需要填補缺失的數據。此模型也可用於預測模式，在這種情況下，來自一般環流模式的氣候模擬數據，在使用模型之前必須將尺度降到適當的空間和時間分辨率(例如 Rasse *et al.*, 2001)。因此環境輸入數據即可直接測量，或用較簡單的模型填補數據缺失，或者進行模擬。
 - b. **數據管理：**在管控的生態系統中，實地管理的過程對於準確模擬環境反應至關重要。碳通量和儲量是否與目前的管理活動相平衡？例如，改變近期

的土地利用方式將對草原碳的動態變化產生多年的關鍵影響。同樣地，提到有關草原已規劃的未來管理模式情境/數據，應明確用於預測性模擬演練。牧場的具體管理數據包括：首次放牧日期、放牧頻率、放牧與未放牧時間的比例、動物放養率(即 LSU/公頃、頭/面積)、施肥率、肥料類型(無機或有機質)和收穫日期(如果是割草)。

- c. 初始化數據：動態機制模型一般以模擬「庫」的變化為基礎，如碳庫(每個級別的土壤有機碳、根碳、地上部生質量等)。在大多數情況下，模擬進行前，需要輸入「庫」的初始值。因此，正確量化這些「庫」以初始化模擬是至關重要的。
2. **參數**：用於調整模型方程式以提供生態系統所需的數據。在實際情況下，不同的草種(即生產力強至弱、高草和矮草、豆科植物部分、C4/C3)和栽培品種在同一組環境條件下的生長情況不同。需要對模型方程式進行參數化的一個典型例子是 Farquhar 等人(1980)的光合作用模型。這個模型及其改進後的模型(de Pury and Farquhar, 1997)，將光合作用的二氧化碳吸收量，描述為葉片中在分子尺度上對光合作用的機制函數。眾多生態系統模型中，皆會採用這個模型來模擬二氧化碳的吸收，截至 2017 年，這個模型已被引用了 4300 多次。然而，仍需要個別物種及該地區可能的物種個體數等參數。例如，為了評估二氧化碳增加可能造成的影響，Rasse 等人(2003)為馬里蘭州濕地植被建立了模型，模型需要 19 個參數來設置光合作用的模擬，其中 7 個來自一般文獻，12 個則為實地測量。在進行模擬時，一般會遇到的問題是，模型中預設的參數是否可以精確模擬植物和土壤碳庫的情境。若無法達成，可能需要測量部分的參數，或者使用更多現有的校正數據進行擬合。
3. **試驗數據**：為藉由模型所預測的數據，在我們的例子中指的是土壤有機碳儲量和變化。測試數據可以分為已用於參數估算的校正數據和獨立於校正數據的確證數據。兩種數據屬於同一類型，但可被用於不同的地點或時期。為了充分校正一個模型，需仔細選擇用以校正的數據，儘可能涵蓋模型在使用時的條件及壓力範圍，例如季節性降雨或溫度範圍。當校正成功後，需要在獨立的數據集上確證該模型。

這三大類數據中的任何一類的有效性都可能是模型在應用時的限制因素。模擬在完整的牧場生態系統中，土壤碳變化的模型，涵蓋了不同的學科，需使用不同來源的數據。在許多情況下，氣象數據和土壤特性圖可能是可用的，但這些參數可能不適用於當地的植物生長和牧草品種的生質量生產。在推斷牧場管理對相關農場/區域/國家的土壤碳含量的影響之前，即便是微量的土壤碳變化數據都應該被拿來校正和確證該模型。

建議 30：在選擇使用何種模型之前，須瞭解輸入模型的參數和模型輸出的數據，兩者的有效性。

6.4.2 模型初始化

6.4.2.1 初始化的挑戰和方法

初始化是指二級和三級中，設置的初始土壤有機碳儲量條件。初始化的目的，是讓系統回復至模擬開始時的土壤有機碳量，利用輸入不同的植被特徵、土地管理模式和天氣因素，更好的模擬現實狀況中土壤有機碳儲量變化。

當初始土壤有機碳量已知時，無論是透過測量還是基於土壤調查或其他土壤資訊的假設，模型初始化為將以已知的初始土壤有機碳量作為開始。對於一般的模型是不知道模型中不同庫之間初始土壤有機碳的確切分布。如果庫與過去的土壤有機碳動態變化比例不一致，在調整庫的比例時，土壤有機碳含量的數據會急遽變化。為了避免這種初始化的現象，模型標準程序運行時有一個啟動(或預備)期，使庫與植被和土地管理方面的初始條件處於近似平衡狀態。欲達成穩定狀態分布，過程所需的預備時間因模型而異，但通常是模擬 10 到 100 年的時間。如果預備期後的土壤有機碳與初始土壤有機碳有很大不同，那麼就需要進行校正。通常，調整碳的輸入值，使模擬的初始土壤有機碳與已知的土壤有機碳相符。瞭解類似情況下，植被的碳輸入有效資訊，有助於更準確設定碳輸入限度。如果無法成功調整碳輸入，下一步是校正影響碳動態變化的基本模型參數，使模擬的初始土壤有機碳與已知土壤有機碳相符。碳動態變化參數的校正更複雜，如果改變模型的碳參數，這些新的數值應進一步確證，方可用於初始土壤有機碳的模擬。

如果無法得知初始土壤有機碳儲量，唯一的選擇是利用模型估算初始土壤有機碳。在這種情況下，預備期通常為模擬 1000 年。碳輸入的估計值對於確定模型的土壤有機碳量時至關重要。因此，由類似情況下植被的碳輸入有效資訊可以幫助設定碳輸入(二級模型)或調整植被生長參數以匹配模擬情況的碳輸入(三級模型)。

上述初始化設計的一個假設為基線條件處於或接近穩定狀態。然而，土壤的基線條件可能無法接近穩定狀態(Wutzler and Reichstein, 2007)。Basso 等人(2011)主張使用碳輸入及土地管理模式，來遵循過去的土地利用方式。依過去記錄的資訊和專家的看法建議，可能是最實際的評估方法(Ogle *et al.*, 2007)。年代久遠的紀錄可能較難有效的理解及應用，但近期的紀錄對於庫的大小而言，更為重要。因此，一種選擇是，以過去的土地利用條件，啟動一數千年的平衡模型，直到對土地利用變化和管理模式有足夠的瞭解後，再將數據納入後期的預備模型，重複動作直到達到預期的基線年。

最後，在某些情況下，透過實際測量碳庫的平均值比率，將模型初始化是可行的(Wiesmeier *et al.*, 2016)。這樣的優點是不需要假設穩定狀態，但缺點是：(i) 獲得的初始庫分布非常複雜，只能對有限的樣本進行處理；(ii) 許多模型在測量和模擬之間不存在直接的「功能」連結(Zimmermann *et al.*, 2007)。

關於模型初始化方法的進一步細節見附錄 1。

建議 31：土壤有機碳的數量和類型，應被用來初始化模型，以產生模擬期內可靠的土壤有機碳量數據。模擬數十年之前植被和土地利用及條件，會影響對土壤有機碳和碳輸入的評估，因此須在必要時校正模型參數，來提高準確預測土壤有機碳初始值的能力。

6.4.3 結果確證

模型確證是確定一個模擬模型能夠準確地代表現實世界的一組模型應用的過程。因此，此處確證一詞是指模型輸出與測量結果的比較。一個有效的模型是指其產生的預測結果與現實世界的觀測結果相一致(Oreskes *et al.*, 1994)，或位於可接受的範圍或誤差內(Refsgaard *et al.*, 2005)。模型的確證是一個持續的過程，在不同的條件下，用新發現的知識和需求，來檢查模型是否符合現實狀態。Bellocchi 等人(2010)指出，在進行模型確證時要考慮以下問題：

1. **確證目的：**模型的確證可能有不同的目的。這些目的可能包含評估模型輸出與現實狀況的關係(即預測的準確性)、我們對模型結果的容錯程度，或模型在具體運行時的狀況(例如，如果我們改變模擬條件，模型會如何給予反饋)。
2. **模型預測：**使用模型進行預測涉及一系列確證問題，因為用於量化估算準確性所需的數據尚不存在。當我們將時間軸拉長時，距離現在越遠的未來預測會越不準確。儘管如此，模型預測是能夠確證並解釋過去的事件(事後確證)(Bellocchi *et al.*, 2010)。確證模型最重要的部分是可以準確的掌握控制變因，以達到穩定的應用，減少變因導致的結果誤差。
3. **模型的複雜性：**可進行的評估類型受到模型的複雜程度影響。通常情況下，模型與測量數據的比較，只適用於某些輸出(如產量或土壤有機碳)。然而，當模型的複雜性很高，並且由許多子模型組成，每個模型都模擬了過程的一部分，各個子模型都須要經過確證。處理這個問題的另一個方法是給模型的每個變量一個性能上的限制(例如，Akaike 資訊準則)。確證所有的子模型可能是非常繁瑣的，不建議使用。
4. **數據的準確性和品質：**準確的數據是建立模型的一個基本要求。事實上，模擬結果的可信度不僅取決於模型的算法是否能夠準確預測實際情形，還取決於輸入數據的品質，及用於確證模型輸出的數據質量。隨機誤差產生於採用的數據，如：該數據可能不能充分代表當地的時間和空間的變化，以及不同的樣本處理方式等。系統誤差可能是由於蒐集數據的儀器無法準確的校正、不恰當的樣本設計(即缺乏代表性數據)或使用近似的數據，所有這些因素都應在確證過程中加以考慮。

5. **模型結果的穩定性**：即在不同實驗條件下，模型保持其準確率的能力。常用於確證模型性能的指標，包括決定係數(R^2)、Nash-Sutcliffe 模型效率(ME) (Nash and Sutcliffe, 1970)、 d -index (Willmott, 1982)、平均相對誤差(ARE)，以及用公式 22-26 確定的均方根誤差($RMSE$)。

公式 22：

$$R^2 = \left(\frac{\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O}) \times (P_i - \bar{P})}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (P_i - \bar{P})^2 \times \sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O})^2}} \right)$$

公式 23：

$$ME = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (O_i - P_i)^2}{\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O})^2}$$

公式 24：

$$d = \frac{\sum_{i=1}^n (P_i - O_i)^2}{\sum_{i=1}^n (|P_i - \bar{O}| + |O_i - \bar{O}|)^2}$$

公式 25：

$$ARE = \frac{\sum_{i=1}^n (P_i - O_i)}{n \times \bar{O}}$$

公式 26：

$$RMSE = \frac{\sqrt{\sum_{i=1}^n (O_i - P_i)^2}}{n}$$

其中，

P_i ：預測(模擬)值

O_i ：觀察值

n ：測量值的數量

$\bar{O}$ ：觀察值的平均值

$\bar{P}$ ：預測值的平均值

通常情況下，幾種措施將一起進行確證：

- R^2 表示使用迴歸分析從自變數預測應變數的成功率(Nagelkerke, 1991)。
- ME 的最大值為 1 (完全一致)，數值低於 0 表示模型不能解釋初始變異數的任何部分。
- d -index 是一個介於 0 和 1 之間的無因次衡量標準，有以下推薦標準： $d \geq 0.9$ 表示有「非常好」的一致性； $0.8 \leq d < 0.9$ 被認為是「良好」的一致性； $0.7 \leq d < 0.8$ 相當於「中等」的一致性；以及 $d < 0.7$ 表示測量值和預測值之間有「較差」的一致性(Willmott and Matsuura, 2005)。
- $ARE\%$ 可用於確定模型是否高估或低估了測量值(Yang *et al.*, 2014)。
- $RMSE$ 有助於比較模型產生的估計值與獨立、可靠的觀測值之間的差異，並且是環境文獻中報導最廣泛的誤差測量值之一(Willmott and Matsuura, 2005)。 $RMSE$ 以觀測值的平均百分比表示，須在測量值的 95%信賴區間內。如果模擬值在這個區間內，可以認為模型的準確性是好的。如果 $RMSE\%$ 在 95%的信賴區間之外，則須改進模型。

即使考慮到輸入和輸出的數據在不同地區的差異性，用於輸入模型及校正模型的數據(見 6.5.3 節)，無一例外地仍會在調整參數時受到影響。因此，校正數據的模型，被認為是有偏差的。為了防止校正數據出現潛在的偏差，通常的做法是只使用部分有效數據進行校正，其餘的數據僅用於確證，以評估模型性能的品質及其不確定性。在測量的數據有限的情況下(例如只有一個觀測點的數據可使用)，可以將觀測數據用於校正和確證兩個部分。此外用於確證的測量值，其不確定性常常被忽略，而模擬值是根據測量的平均值來確證的。因此，Guest 等人 2017 年提出在評估模型性能時要考慮到測量的不確定性。

建議 32：在進行任何其他評估之前，須將初步的模型結果繪製成圖表，檢查是否與測量值大致相似。若模型輸出能有效模擬測量數據，須進行全面評估。

6.5 不確定性和敏感度分析

6.5.1 敏感度和不確定性—前言

模型對現實世界來說是抽象的，其不確定性有兩個主要原因：輸入模型的數據和模型本身。

輸入模型的數據不確定性，可以量化為「真實情境」的對應輸入值(我們通常無法確認)和輸入模型的值之間的偏差。這種不確定性包括測量誤差和環境變異性。由於環境變異性，我們無法精確地瞭解模型中，天氣、植物生長、動物行為等，情境的物理和時間維度。因此，輸入模型的數據具有無可避免的不確定性。而我們的知識來自於測量，但這些測量中存在著誤差。這些誤差不一定是隨機的，因此，我們從測量中獲得的數值可能存在偏差。同時，我們對模擬系統的初始值(土壤有機碳、植被、動物等)的瞭解並不完善，但在模擬真實情境時，初始值是相當重要的。

模型的不確定性，可以量化為「真實情形」的對應輸出值(我們通常無法確認)與所有輸入都沒有錯誤的模型輸出值之間的偏差。這種不確定性來自於模型結構和模型參數值。模型結構是指將真實系統在模型中概念化，而不確定性來自於結構無法充分體現真實系統的情境；模型的參數值也無法精確估算真實系統中的情境。不管是用於模型參數化的土壤有機碳儲量，還是受到測量誤差和環境變異性的輸出影響，都具有不確定性，而種種不確定性導致我們對模型性能的認識不明確(Ogle *et al.*, 2010)。

結構不確定性是最令人不安的，因為如果過程沒有得到正確的表述，即便減少輸入的不確定性，也無法實質性地改善估算，且在試驗中，無法準確知道結構不確定性的多寡。不能指望僅靠參數校正就克服所有潛在模型應用的錯誤過程表述。模型的計算機代碼可以被確證，以確定它真實地實現了概念化的模型，但這並不代表概念化的模型能充分體現真實系統的情境(Refsgaard and Henriksen, 2004)。由參數概念化的模型可以被確證，即證實「模型在其適用範圍內，擁有令人滿意的準確性預測」(Refsgaard and Henriksen, 2004)。因此，一個模型是否已經成功地被確證，本質上是主觀的。此外，對於所有潛在的模型，沒有普遍的確證，只有特定領域的確證。當確證結果達到或超過該應用領域的預期性能標準，即確證成功，而隨著成功的次數增加，模型的可信度也會隨之提升，(Hansen *et al.*, 2012)。因此，在所有其他考慮因素相同的情況下，最好是使用成功確證且條件相似的模型。

模型在進行預測時，具有許多的不確定性，包括模型結構的不確定性和輸入數據的不確定性，及初始條件的不確定性。

將土壤有機碳模型應用於放牧系統的一個特別問題是我們對碳輸入的估算通常是不確定的。近期已經證實，使用 RothC 模型時，草原上的植物碳輸入是最不確定的參數，同時也是模型最敏感的參數(Poeplau, 2016)。草原系統中植物碳

輸入的主要部分來自根系，由於難以直接確定此參數，故必須對其進行估算，通常是通過文獻推導，或是基於地面產量的分配係數來完成(Bolinder *et al.*, 2007)。然而，產量或地上淨初級生產力，是草原生態系統中，典型的高度不確定參數。在一項全球性的模型研究中，對模擬草原淨初級生產力的模型性能進行了測試，發現模型具有高度的不確定性，除了觀測的不確定性(Ehrhardt *et al.*, 2018)之外，還有草原系統本身就較為複雜。與耕地相比，農民通常對草原的產量並不特別感興趣。此外，地下部與地上部的碳分配係數，兩者的估計值會有很大的不同，因此有很大的不確定性。最後，每年流失的地下部生物量的比例，以及由根部滲出的碳量，都是非常不確定的。放牧管理所造成的影響較難被量化，但可能會刺激或破壞植物生長，和/或改變牧場的物種組成。放牧制度本身也可以改變淨初級生產力的數值及其分配，這種影響很難包括在二級模型的碳輸入估算中，或三級模型的植被生長特性中。因此，即使有地上淨初級生產力的數據，預測出真實碳輸入的概率也非常低。反觀來看，模型中的碳輸入也強烈地影響著土壤有機碳儲量的趨勢。在初始化過程中，對碳輸入進行校正，以便對已知的初始土壤有機碳進行模擬，這可能是改善碳輸入估算的一個有效方法(見附錄 1)，或者至少可以改善碳輸入在模擬分解過程中流失情形的估計值。與耕作系統相比，放牧系統的碳輸入資訊相對較少，因此無法假設耕作系統中得到良好確證的土壤有機碳模型，對附近的放牧系統也有效。

圖 11 描述了大多數土壤有機碳流失模型，所需基本參數的不確定性和模型敏感度。我們選擇了中尺度進行試驗，如單個或數個農場，其初始土壤有機碳儲量已在有代表性的點上確定。它表明了並不是所有高度不確定的參數，都有很大的可能造成數據不相容。選擇不同的顏色用以說明參數的不確定性和模型敏感度，與模型結果的相關性，紅色是非常相關的，黃色是中間相關的，綠色是不太相關的。碳輸入的時間，即為高度不確定參數的其中一個例子，大多數模型都需要此資訊，特別是對於畜禽系統來說，此資訊的獲得較為困難(不確定性高)。然而，土壤有機碳儲量的長期趨勢(大於 1 年)，不會受到每個月的碳總輸入量分布情況影響。因此，這個高度不確定的參數對模型結果的影響不大。氣候數據則與之相反，根據地區的不同，最近的氣象站可能在幾公里之內，所以可以獲得接近實際現場條件的數據。因此，氣候數據的不確定性相對較小，而模型對氣候參數的敏感度卻非常高。若同時考慮碳輸入和氣候數據，土壤有機碳模型對初始土壤有機碳儲量最為敏感。在這個例子中，後者已被測量為基線情境。如果不是這樣，這個參數就會被移到「紅色區域」。

關於如何利用先進的蒙地卡羅方法，來評估模型預測的不確定性，可在附錄 2 中找到。

建議 33：為減少模型的不確定性，在可能的情況下，應針對其應用的條件(如國家或氣候區)對模型進行確證。如果模型沒

有針對目標地區進行確證，則須利用當地土壤有機碳儲量的時間序列對模型進行校正。因此，只須修改那些特定的，且與其他參數沒有高度依賴性的參數。關於模型校正、確證以及敏感度和不確定性分析的方法指南，可在本文件的附錄中找到。由於土壤碳轉換模型對初期土壤有機碳儲量和碳輸入最為敏感，因此只要測量土壤有機碳儲量的基線情境有效，就應使用此數值，而碳輸入須儘可能準確估算。

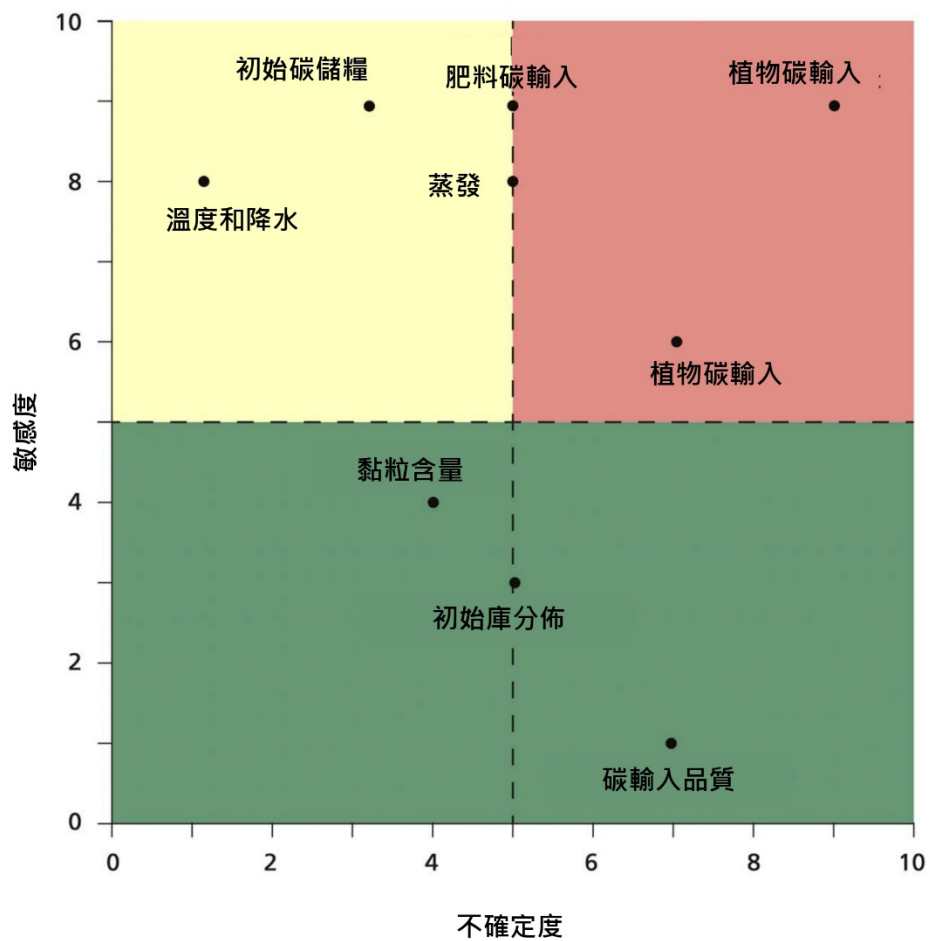
6.5.2 敏感度分析

敏感度分析最初通常採用一次一例(one-at-a-time, OAT)的方法，即只改變一個變數，其他變數則套用最有代表性的值(Wang *et al.*, 2016)。透過一次一例進行的敏感度分析，有助於確定最具影響力的變數和參數子集，以便進一步分析。

敏感度分析是指輸入值或參數的取值範圍，對模型輸出的影響。如果變數被高估，敏感度通常也會被高估，同理，當低估了範圍則會低估敏感度。因此，在選擇取值範圍時需要謹慎。對於廣泛測量的輸入變數，如氣象變數，對預期變化有很好的幫助。因此，敏感度分析迫使模型使用者描述這些變量的不確定性。越不確定的變數和參數具有越高的相對變化，儘管這並不一定就代表模型對相對較不確定的變數和參數最敏感。例如非常不穩定的有機物年度總分解量，在短期內可能有一個不確定的速率常數，但年度碳儲量估算可能對該速率常數相當不敏感。許多模型參數的取值範圍往往不為人所知，因為它們不容易測量。可以從觀察其他研究中使用該模型時的參數值，來估算參數不確定性。可以從專家的建議及一系列成功的現場確證中，估算群體的期望值。徵求有經驗模型使用者的意見，也可以為這些目標參數值的合理範圍提供建議，這個範圍對於設定校正參數的範圍也很有幫助。

圖 11

套用大多數土壤有機碳轉換模型，所需基本參數的不確定性和模型敏感度



註：散佈圖顯示了套用大多數土壤有機碳轉換模型，所需的基本參數不確定性和模型的敏感度。在從1到10的範圍內，1表示相關性低，10表示相關性高。因此，綠色區域的參數往往問題不大，而紅色區域的參數由於不確定性高和模型敏感度高，往往問題重重。模型的敏感度估計是基於RothC模型(仿照Poeplau, 2016)。

6.5.3 校正

未經校正的模型，其不確定性可以通過校正部分的模型參數來降低。通常，根據最小化方均根誤差或最大化模型效率等標準，對有限數量的參數進行人工校正以改善模型。在決定校正哪些參數和校正的順序時，需要認真評估。對於已經建立的模型，在校正哪些敏感參數以提高模型性能方面，總是有經驗可循。一般來說，合理的做法是先校正影響較小的獨立參數，再校正有許多相互依賴關係的參數。例如，植被生長對總土壤有機碳的依賴性比總土壤有機碳對植被生長的依賴性小，因此建議在校正土壤有機碳參數之前先校正植被生長參數。

6.5.4 來自校正和確證的不確定性估算

如上所述(6.4.3 節)，模型確證將模型估計值與實際測量值進行比較，從而評估模型的不準確性或不確定性。估計值和測量值之間的比對，表現了模型結構的問題。如果模型性能出現嚴重缺陷，如嚴重高估或低估，且無法用校正的參數來改善，則使用者需要審慎評估該模型是否適合使用(即不確定性可以接受)。

校正程序為觀測情況提供確證。由於輸入條件和參數的不確定性，改善了這些條件下的模型性能，預測和觀測之間的偏差提供了對模型不確定性的有效估算。如果模型僅用於與參數校正的條件密切相關的預測領域(例如，在單個圍場的土壤有機碳測量值的時間序列中，使用模型來估計土壤有機碳值)，針對用於校正的數據，模型性能可被視為預測不確定性的有效估算。

建議 34：須進行模型的敏感度分析和不確定性評估，評估模型的適用性，並說明哪些模型輸入和過程是最重要的。

6.5.5 模型預測的不確定性

使用模型估算土壤有機碳，用以評估生命週期時，須考量到模型的不確定性。這需要從輸入數據和初始化數據類型進行確證。在預測模式下，模型輸入值可能無法透過現地測量取得，故需要做估算。例如，採用可以替代現場測量的其他研究數據：從一般的經驗關係中估算出碳的輸入、從低解析度的土壤圖中得出土壤數據，以及從非模型設定地點的附近地區蒐集的氣象數據。

比較現場測量和採用其他研究數據的輸入值和初始值，其確證對模型預測的不確定性提供了一個更公平的評估。

有幾種方法可以用來估算預測的不確定性，包括蒙地卡羅方法。進一步的細節可參閱附錄 2。

6.5.6 一般指南

用於放牧草原的土壤有機碳模型，其不確定性很大，可能比應用於耕地的模型更大(Ehrhardt *et al.*, 2018)。因此，必須仔細估算預測的不確定性，以釐清模型是否適用於該研究，如果適合，再採納模型結果。敏感度和不確定性分析的建議步驟是：

- 對模型輸入變量、初始變量值和參數進行敏感度分析，以確定最具影響力的變量和參數。
- 校正其中較具影響力的模型參數，這些參數是由敏感度分析(可能時由模型專家)確定的。
- 經確證及校正後的模型，我們瞭解了包含結構問題等不確定性的因素。除非模型的應用領域與校正數據完全吻合，否則確證須不僅僅基於校正數據集。
- 考慮可能用到的方法和數據，評估模型的不確定性。

在 Box 9 中顯示了一個結合了測量和建立模型的案例研究。

Box 9：使用一組測量和模型建立的方法改進管理模式對土壤有機碳儲量的影響

綜述：研究地點是澳洲東南部(34_570S, 149_100E)的一個 250 公頃的自我置換的綿羊養殖企業，年平均降雨量為 625 毫米。該農場專門生產超細的 Merino 羊毛，補充來自放牧肉牛和農場林業的收入(Ive and Ive, 2007)。自 1860 年定居以來，由於採用不合適的管理方法，造成土壤有機碳的流失和土地退化。清除原有尤加利屬林地和過度放牧，導致了水土流失及旱地鹽鹼化，使得牧草生長和植物存活率低下，直到 1980 年，新的牧場主人開始採用再生農法。本案例研究討論了 1980 年至 2012 年期間農場碳平衡的起色。

土壤碳儲量變化方法：將被用於澳洲國家溫室氣體清冊，以 RothC 為基礎的 FullCAM 模型，與農場土壤碳測量相結合，以確定土壤有機碳儲量及其變化。這種綜合方法提供了一個更準確的 1980 年的基線情境，以評估不同管理模式下的土壤有機碳儲量變化。對牧場表土 0-30 公分的測量表明，1980 年的土壤碳定量為 0.8%，2011 年為 1.4%，這些測量值被用來調整模型。儘管本研究的方法不允許進行全面的統計分析，但通過比較 1963 年至 2012 年，50 年間的平均模型輸出，和 1980 年至 2012 年開始的改進做法，可以觀察到不同管理模式的影響。為了研究氣候造成的影響，我們比較了乾旱年(2006 年)和高降雨年(2012 年)的土壤碳儲量。

研究顯示：該模型表明，1980 年至 2012 年間，整個農場的土壤有機碳儲量(0-30 公分)總共增加了 11800 t CO₂eq。在同一時期，在以前開墾的土地上重新種植的樹木又封存了 19300 t CO₂eq。研究估算，僅土壤碳儲量的增加，就足以抵消案例研究農場中，畜禽業和農場活動的所有溫室氣體排放。



時間序列圖像顯示季節性條件(如 2006 年的乾旱；2007 年的潮濕)和改善案例研究農場管理的影響。土壤有機碳儲量顯示，農場總體平均增長率從 1980 年的 0.8% 上升到 2011 年的 1.4%。

總結：本案例研究使用了兩次相隔 30 多年的土壤碳測量，結果表明，在初始土壤碳因退化和表土侵蝕而耗盡的情況下，土壤有機碳含量可以取得巨大效益。改善土地狀況的做法包括引入多年生牧草、策略性植樹和管理放牧率，增加牧場的土壤有機碳儲量並提高畜禽生產力。

第 7 章、土壤有機碳的空間解讀和尺度轉換

7.1 介紹

通過空間分析，我們將原始數據轉為有用的資訊。空間分析處理兩種不同類型的資訊：一種涉及空間對象的特性(如土壤有機碳含量)，另一種涉及位置資訊(地圖上的位置或地理坐標)。大多數分析中涉及的空間對象是多邊形(亦即區域、經統計普查的範圍)或採樣點。空間分析處理的是採樣點與附近座標的屬性相似程度。如果位置相似的對象在屬性上也相似，說明空間存在自相關或關聯性(因高低值群集而產生的空間型態)，而相反的情況下則表明不存在位置相關的型態。

在相當大範圍尺度內，土壤性質具有很強的空間異質性和空間依賴性的特質。地理資訊系統(GIS)和地理統計建模方法的出現(Burgess and Webster, 1980; Chiles and Delner, 1999; López-Granados *et al.*, 2005)提高了我們在更大範圍內對土壤性質的預測能力，特別是連續變量，如土壤有機碳。為了瞭解土壤有機碳含量和環境因素之間的關係，對其空間變化的描述是至關重要的。但某些地點進行有限的採樣數將無法避免對當地自然變化的不完整描述。因此，為了製作一個土壤性質的連續地圖，我們需要使用內插法來估算未採樣點的土壤性質，說明了土壤數據的空間依賴性模型是必要的(Goovaerts, 1998)。

數位繪圖下的分辨率及比例尺概念是地理學的核心；一些繪圖人員依賴從衛星上獲得的數據，另一些人則通過電子顯微鏡獲得土壤顆粒的數據。因此，從多個尺度和分辨率來解決空間問題的需求總是非常重要的。這種尺度的變化可被視為空間化程序的優點及缺點。使用一系列的尺度來分析空間現象，提供了一種特殊的觀點和方法學，提升了繪圖的優勢。相反的，分析各種尺度的空間現象需要大量的數據，再加上可能應用不恰當的方法學，常導致無意義的研究(Lam and Quattrochi, 1992)。如果採用適當的方法學並充分注意尺度問題，從使用不同尺度的分析中得出的空間視角可多面向促進對各種空間現象的理解，如土壤有機碳含量。

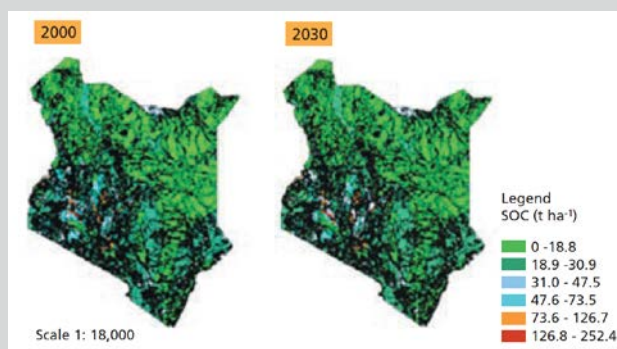
關於土壤有機碳，在不同的空間尺度上對含量及其變化的估算，對於確定不同土地利用和管理的潛在碳匯能力以及判斷有希望的碳吸存策略是至關重要的。一些模型建立方法，如 CENTURY 和 RothC，可以提供相對較好的土壤性質估算並將其融入到地景。然而，通過在模型建立中整合空間資訊，這些估算的準確性和可靠性可以得到顯著的改善。因此，將傳統的碳模型與地理空間資訊結合起來，是提升土壤有機碳測量的一個有力方法。在 Box 10 中顯示了一個說明這種模型建立方法的案例研究。

Box 10：應用碳模型估算肯亞放牧地的土壤有機碳變化

綜述：Kamoni 等人(2007)使用全球環境基金土壤有機碳系統(GEFSOC)，該系統將 CENTURY 和 RothC 模型與地理資訊系統連接起來，以估算肯亞的國家碳儲量變化。他們將草原、稀樹草原和灌木/草原模擬為以 C4 草為主的熱帶草原。該研究的目的是提供土壤有機碳變化的估算，有助於國家溫室氣體排放量的計算。

方法：使用 GEFSOC 模型建立系統對肯亞的草原、稀樹草原和灌木/草地進行了土壤有機碳含量和變化的估算。該工具結合了 Century 一般生態系統模型、RothC 土壤碳分解模型和 IPCC 方法，用於評估區域範圍的土壤有機碳。測量的土壤有機碳數據集被用來評估和優化 RothC 和 CENTURY 模型的模擬能力。來自這些模型的數據與國家和次國家層面的土壤、氣候和土地利用的 GIS 數據相結合。GIS 在未採樣的地方對數據進行內插，並發展了運行 GEFSOC 模型系統所需的土壤有機碳覆蓋範圍。

研究顯示：該研究估算肯亞的土壤有機碳含量從 2000 年的 1415 Mt 降低到 2030 年的 1311 Mt，表明預估全國損失量為 104 Mt 碳。



肯亞 2000-2030 年的土壤有機碳儲量變化，使用 GEFSOC 建模系統的 Century 輸出進行估算。(改編自 Kamoni *et al.*, 2007)

摘要：該研究顯示了如何估算大尺度(國家甚至區域)土壤有機碳變化以支持溫室氣體的盤存。使用這種方法可顯著的減少採樣工作，但需要有定期的實地採樣來確證結果。

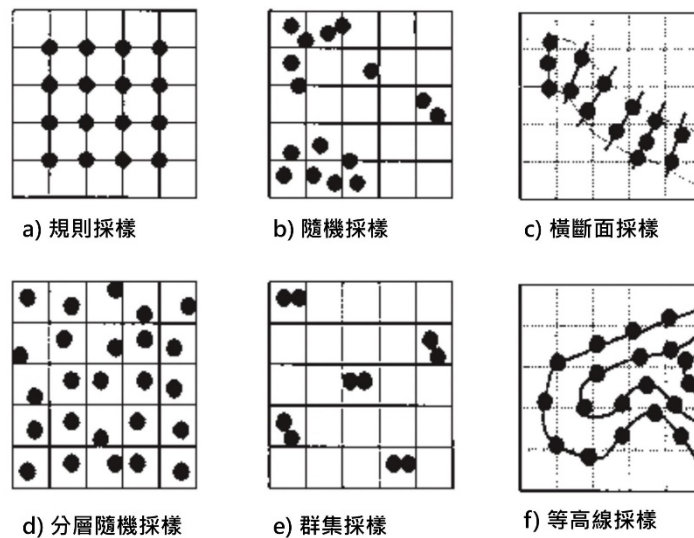
7.2 空間推估的採樣

不可避免的，採樣總是局部的，故導致一種事實的不完全知識。而且，任何採樣都會受到不同來源的誤差(樣品蒐集、測量、記錄、轉移功能、建模、空間化等等)的影響，其總體的產生採樣誤差。大多數採樣計畫的複雜性和成本需要定義出一個最佳的採樣設計，以便在特定的成本下獲得最大的資訊。

在任何現實的採樣設計中，所需的資訊量、要蒐集的數據類型和要使用的優化標準都是基本參數，這些參數取決於許多因子，但這些因素取決於眼前問題的具體目標。採樣點的位置對後續分析至關重要，如圖 12 所示，可以使用幾種方法。原則上，空間分析的採樣應遵循 2.2 節中提供的準則。理想情況下，為了空

間內插的目的，樣本應該均勻地分布在目標區域。然而，一個完整規則的採樣關係網可能會有偏差，但它與地景中的規則模式(如有規律的等距排水溝)的頻率相吻合。完全隨機選採樣點的缺點是採樣工作量大，而且有可能出現樣本點分布不均的情況，除非能採集到非常多的樣本，但這通常受到相關費用的限制。群集(或一群)採樣可用於評估幾個不同尺度的空間變異。沒有通用的採樣方法；因此，在採樣前必須明確定義目標、資助和所需的分辨率。如果地理統計學被用作內插法，採樣是準確建模的一個關鍵議題。

圖 12
從採樣點的位置區別收集空間數據的不同種類的採樣網



資料來源：Burrough and McDonnell, 1998

建議 35：最佳採樣設計方法不存在。對於地理統計分析來說，在規則的網格上採集樣本可以很容易地計算出幾個不同方向的方向性變異圖，主要是沿著網格的軸線(對於規則的網格，滯後距離和方向是已知的，每個滯後距離的間隔是網格間距的函數)。根據經驗法則，不針對大於採樣區最大距離一半的滯後距離估算其半變異數。規則網格的主要缺點是分辨率受到網格間距的限制。我們強烈建議在一些隨機選擇的網格節點上增加更緊密的採樣點對，這樣就可以更好地估算最關鍵短距離上之變異函數的形式和碎塊方差。

7.3 土壤有機碳預測的內插法

往往需要在未對土壤進行採樣和測量性質的地方繪製土壤性質圖。內插法涉及從假定相似性的某特定生物物理環境(根據布林邏輯)或就數學函數(如算術、對數、三角、冪函數等)進行推估。估算需要將某些模型應用到現實世界中。模型種類繁多，可分為兩個部分：

- 機理模型：以物理學為基礎，預測時具有確定性；
- 統計模型：識別與估算有關的本質不確定性。

傳統的土壤繪圖最初是從離散的土壤類別中進行空間描述土壤性質的特性而開發的。利用這些類別，將土壤性質的平均值應用在空間上，結果土壤類別邊界上常發生土壤性質的急遽變化(Watt and Palmer, 2012)。這種方法有幾個弱點，包括土壤性質與繪製類別之間的相關性差，包含不連貫的邊界導致的漸變誤導，以及將類別內的變化視為空間上的不相關(Campbell *et al.*, 1989; Nortcliff, 1978)。此外，這些技術也很耗時，通常不能提供完整和最新的資訊。

內插法涉及：(i)定義一個搜索地區或一個點的鄰近地區、(ii)定義要預測的點、(iii)找到鄰近地區內的數據點、(iv)選擇一個數學函數來表示這個有限的點上的變化和(v)在常規網格上對該點的數值進行評估。使用數學函數估算非採樣點的土壤性質的方法包括以下幾種(圖 13)：

- 鄰近操作：使用周邊位置的數據來確定相應位置的輸出值
- 分區操作：使用一個或多個附近的數據點
- 全球操作：使用整個地區的所有數據點

利用全球內插法，所有可用的數據被用來為整個目標地區提供預測。全球內插值通常不用於直接內插法，而是用於檢查和消除大規模變化的影響，這些變化是由主要趨勢或各種土地類別的存在不同平均值的地區引起的。處理全球效應後，就可以對全球變化的殘差進行局部內插。下文介紹全球內插技術。

圖 13
估算非採樣地點的土壤性質的不同方法



趨勢面分析為一個相對簡單的全球方法，即將多項式或三角函數通過空間坐標上最小平方迴歸的擬合作為預測係數。在應用先進的數學內插技術對數據進行去趨勢化和確定隨機殘差之前，它通常被用作研究數據結構的一個初步步驟。這種簡單的方法有幾個不足之處：

- 出現數據群集或異常值導致結果失真；
- 由離群值或觀測誤差引起的不穩定，或者當函數中包含足夠多的項以保留局部細節時；
- 強大的平整化而導致的細節損失；
- 一部分區域的變化影響到各處表面的擬合；
- 迴歸係數缺乏物理意義。

在局部技術中，最簡單的方法是每個內插點只使用一個數據點，此點被當作多邊形劃定的一個區域的代表。這種方法的假設為多邊形內的環境性質是同質的，而數值會在多邊形邊界處急遽變化。如果數據值的變化是漸進的，結果可能是可信。而這種方法的唯一優點是計算量相當小(Castrignanò and Lopez, 2004)。

有一個相當簡單的方法是繪製徐昇多邊形，即於每個內插點假設最近數據點的值。如果空間變化的梯度是平整的，而且數據點之間的距離不是太遠，那麼這個方法可能是足夠合理的。然而，當數據點位於不同的區域時，由於其海拔高度、與山脈或海岸線的位置、土壤和植被類型、氣候等不同，這種方法會使數據產生假的突然不連續性。

徐昇多邊形的另一個選擇是位置指定分區，即在每個數據點周圍劃定一個區域。這種劃定通常是通過目測來繪製的，並且是基於地理和地景性質之間關係的專家知識。其直觀的特點，說明它是相當主觀且不可複製的，除非應用之前已經定義出分區的正式規則。

移動平均內插值的基本方法為使用內插點為中心的圓圈內所有數據點，這些樣本數據的平均值用以計算內插值。當圓圈在內插點上到處移動時，所選的數據點會發生變化，根據圓圈的半徑，短距離的變化可以被強調或趨於平穩。基本假設為對於放置在兩個樣本點之間的線上的所有內插點，數據值連續平穩地變化。在引入一個權重係數後可使該方法產生變化，這種方法稱為加權移動平均數。這種修改的好處是，它允許我們藉由相鄰的數據給予內插點不同程度的影響。最常用的權重係數是反距離和反平方距離(Castrignanò and Lopez, 2004)。

薄板樣條函數依賴於一個平整性的先驗假設，意味著變量不是完全局部的，在這個意義上，一個位置的值取決於附近的值。此函數在空間統計中得到了廣泛的應用，主要原因是，其在計算上是有效率的，而且有免費的軟體。此外，它們相對穩健，平整度參數是唯一可以在樣條上調整的參數，可以自動測定。然而，它在基本函數的選擇方面有相當大的限制。

所述的每種內插法都有自己的缺點，而所有的傳統方法都包含以下缺點：

- 數據的空間依賴性是先驗的，沒有統計測試來確證這個假設；
- 不太可能在內插過程顧及描述及建模空間變化的結構；
- 許多結果看起來相當粗略且有波動傾向。

沒有理論上的估算變異數可以計算，因此對內插法的任何評估都必須包含後驗確證。即使趨勢面分析(即迴歸的一種形式)，似乎可以估算內插值的誤差，但事實上，它有些誤導。其中原因是迴歸模型假設擬合面的殘差是相互獨立的；此假設幾乎無法成立，所以不能計算出真正的估算變異數(Castrignanò and Lopez, 2004)。

7.4 地理統計學

由於土壤在空間和時間尺度上的變化都非常複雜，我們認為沒有一個確定性的模型可以捕捉到其全部變化。地理統計學的內插法認定任何連續屬性的空間變化往往太不規則，以致於無法用一個簡單、平整的數學函數來模擬及提供處理確定性內插法限制的方法。採用統計模型對可能發生的情況進行估算和模擬可處理傳統土壤繪圖的局限性和困難。地理統計學推導出土壤和地景性質之間關係的能力可以在不同的尺度上使用，從田間到全球，取決於目標的精確程度。

自 1980 年代以來，通過移動平均內插的地理統計技術對變數的估算已經得到了廣泛的應用(Burgess and Webster, 1980)。最近，土壤科學的具體理論已被開發出來(Goovaerts, 1997, 1999; Webster and Oliver, 2001)。經典的地理統計學方法允許對目標變數的空間變異性進行建模，並對非採樣地點進行估算。地理統計學以數據的空間自相關為基礎，應用良適定義的空間自相關模型對每個點的變數進行估算(Goovaerts, 1997; McBratney *et al.*, 2003)。基本上，地理統計學可估算土壤的連續性質，並可以通過模擬地景中經常出現的土壤特性之空間相關性來說明隨機變化。一旦參數的空間行為和空間分布被量測出來，這些資訊就會被用來預測採樣點之間的變量值，並使估算誤差最小化(Webster and Oliver, 2001)。地理統計學方法普遍提高了我們對土壤性質的預測能力，尤其是像土壤有機碳這樣的連續性質。其基本原理是，在空間中相距較近的點的數值比相距較遠的點更為相似。地理統計學方法在以下情況下是最佳的：(i)數據呈常態分布、(ii)數據平穩(平均值和變異數在空間中沒有顯著的變化)。

土壤性質的空間變化包含系統和隨機成分(圖 14)。系統性變異是土壤性質的漸變或明顯變化(趨勢)，可以從特定觀察範圍內的土壤形成因子或過程(地形學、岩性學、氣候、生物活動、土壤年齡、物理和化學組成)來理解。而除了土壤變化的成分，還有一些是與已知原因不相關的差異。這種無法解釋的異質性被稱為隨機變異性。

區域化變數的理論代表了地理統計學的基礎。它假定任何變數的空間變化

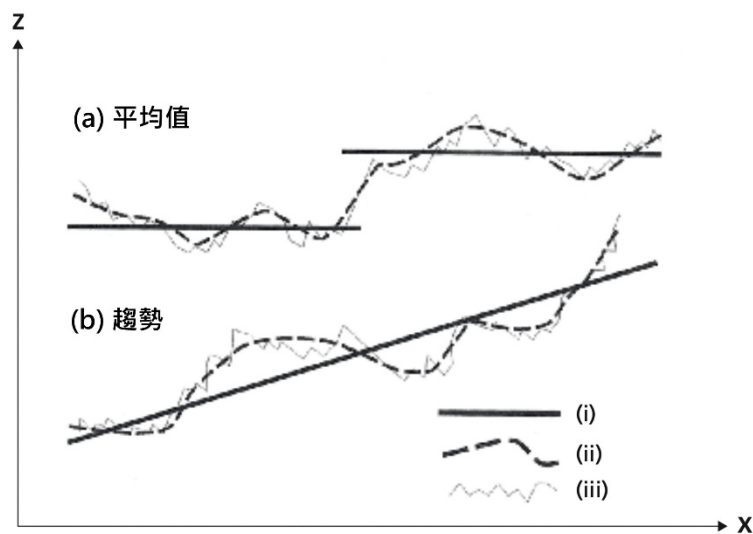
可以表示為三個主要部分的總和：

- 與恆定平均值或長期趨勢有關的確定性成分；
- 空間上相關的隨機成分；
- 空間上不相關的白噪音或殘差項。

地理統計學中的去趨勢化是用來滿足平穩性假設的，即為對殘差中的隨機短程變化進行建模。在建立最終的連續面之前，趨勢被自動新增回來，以獲得合理的預測結果。

與評估一組採樣數據的統計分布的經典統計學相比，地理統計學既包含了採樣數據的統計分布，又包含了採樣數據之間的空間相關性。在經典統計學中，觀察值被假設為獨立的(觀察值之間沒有相關性)，而地理統計學中關於空間位置的資訊使我們能夠計算觀察值之間的距離，並將自相關作為距離的函數來建模。空間自相關是地理統計學的一個定義性特徵：這種空間關係是由半變異函數描述的。半變異函數 $\gamma^{(h)}$ 描述了隨機函數 Z 的空間依賴成分，它等於由特定 h 分隔的樣本值之間的期望平方距離。

圖 14
空間變化的要素，(a)平均值(b)趨勢*



* (Burrough and McDonnell, 1998).

公式 27：

$$2\gamma(h) = \sum [Z_x - Z_{x+h}]^2$$

其中，

$\gamma^{(h)}$ 是半變異函數(作為 h 的函數)。

隨機函數 Z 在位置 x 上的 Z_x 值

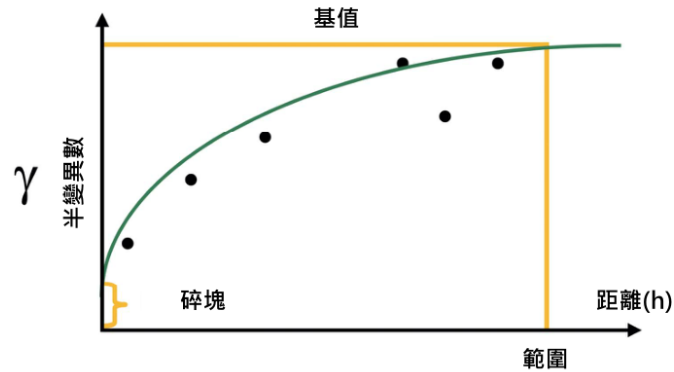
Z_{x+h} 值是一個在位置 $x+h$ 的隨機函數 Z ，其中 h 是一個距離

一個特定方向的半變異數通常為半變異數 $\gamma^{(h)}$ 與距離 h 的關係圖，並將其稱為半變異數圖或簡單變異圖(圖 15)。一個變異圖雲乃將所有的半變量與它們的距離繪製在一起而得，並對一個標準距離值進行平均而得到一個實驗變異圖。

在變異圖中，數據的空間依賴性通常從原點隨著滯後距離的增加而增加；因此，變異圖是樣本空間自相關的函數。半變異數在較短的距離上通常較小，並可能在一定的距離(範圍)上達到或漸進的接近一個上限(基值)，超過這個範圍就不再有空自相關(Heuvelink and Webster, 2001)。事實上，目標變數的值在較短的距離內比較相似，且在一定的距離內，各對變異數之間的差異會等於全球變異數(Hengl, 2009)。

理想情況下，當樣本之間的距離為零，於是變異亦為零時，實驗變異函數應該通過原點。然而，當 h 趨於零時，許多土壤性值的變異數並非零。碎塊方差是序線上的一個正截距，代表不相關的成分和短距離變化的指標，其中包括測量誤差、採樣誤差、樣本間誤差和無法解釋的固有變異。當 $\gamma^{(h)}$ 在所有 h 值下都等於基值時，實驗變異函數會表現出純碎塊效應。當在短距離的分離中存在較大的點對點的變異時，實驗變異函數值就會上升，同時說明在所使用的採樣尺度上完全沒有空間相關性，但缺乏空間相關性的狀況較為罕見。事實上，增加採樣的細節可顯示出純碎塊效應中明顯隨機效應的結構。

圖 15
理論半變異數圖及其參數



實驗變異圖在其構建上是一系列離散的點。為了得到一個平整、連續的函數，需要一個模型擬合這些點(Goovaerts, 1997)。不是任何數學函數都可以使用。變異圖模型必須滿足一個條件：任何變數的線性組合都不能導致衍生變數的負變異數。僅有一些模型已知遵從此條件，最常見的模型列於 Webster and Oliver (2001)出版的標準教科書中。

變異函數模型的選擇非常重要，因為每種類型產生的碎塊方差和範圍都有很大的不同，這兩個都是內插的關鍵參數。事實上，地理統計內插使用變異函數來優化克利金預測，使用變異函數模型的參數來分配內插的最佳權重。

普通克利金(OK)是迄今為止最常見的克利金類型，是一種加權平均的形式，其中一個點的未知值是由已知值預測的(Heuvelink and Webster, 2001)。權重的選擇是為了使估算量無偏差。克利金法有許多有用的特性：

- 從現有可用數據而得的內插值是最精確的；
- 內插值可以在一定的可信度上被使用，因為誤差項是和估計值為一起計算的；
- 估算變異函數只取決於變異函數模型和與內插點有關的數據位置的結構，不取決於觀測值本身；
- 在無偏性的條件下，克利金法是一個精確的內插法，因為當克利金法的位置與樣本位置重合時，估計值與觀測值是相同的。在這種情況下，鄰域內的權重都是零，估算變異數等於變異函數模型的碎塊方差；
- 只有最近的幾個樣本在空間上與克利金的位置相關，因此，它們的權重最大。基於此特性產生了兩個優點：第一，變異函數只需要在前幾個滯後期準確；第二，從引入遠距離點獲得的任何資訊都是有限的，因為在

克利金點和距離更遠的樣本之間穿插的樣本位置會遮蔽遙遠的樣本，減少其權重；

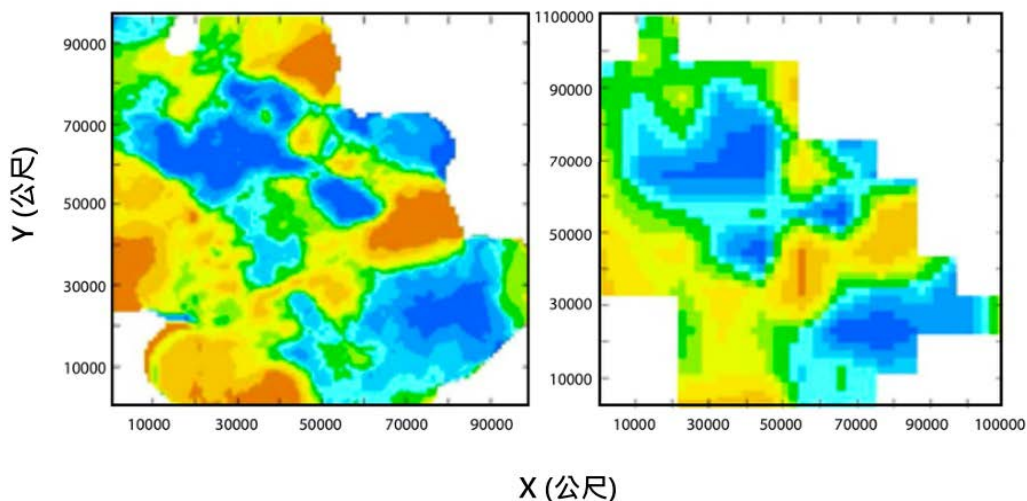
可以通過交叉確證來檢驗所選擇的變異函數模型、克利金法的無偏性和最小估算方差的假設是否合適。這包括依次刪除每個樣本，將其與估算鄰域的所有其他點進行獨立克利金。此外，克利金程序會產生此這個估算的變異數。

就估算支持度而論，我們可以區分點克利金法和區塊克利金法，前者適用於與原始採樣單位相同大小的區域或體積，後者則為比原始採樣單位更大的區域或體積。區塊克利金法修改了點克利金方程，以獲得一個離散區域體積或塊狀的平均估計值。點估計和區塊估計都可以被繪製出來。在第一種情況下，數值被克利金在一個精細的網格上的許多點上，等高線被穿透以顯示結果。在區塊克利金法中，要繪製的區域被細分為小塊，估算值以塊狀顯示，或者像點克利金法那樣，將其分配到區塊的中心並繪製輪廓(圖 16)。

其他常用的克利金算法有：

- 協同克利金：一種克利金算法，其中第二個高度相關的變數(共變數)的分布與主要變數一起使用，以提供內插估計。如果主要變數難以、不可能或因花費昂貴而難以測量，協同克利金可改善估計值，且第二變數的採樣較主要變量為密集。

圖 16
點克利金圖(左)和區塊克利金圖(右)的例子
(Castrignano A., personal communication)



- 通用克利金法(也叫迴歸克利金法)：一種克利金法，通常用於具有明顯

空間趨勢的數據，如傾斜的表面。在通用克利金法中，採樣點的期望值被建模為一個多項式趨勢。克利金法是在這個趨勢和採樣點的數值之間的差異上進行的。

- 指標克利金法(IK)是克利金法的一種無母數形式，它使用二項變數(0, 1)；它的預測可以解釋為變量為 1 或處於 1 所表示類別中的機率。如果使用一個門檻值來創建指標變量，所產生的內插圖將顯示超過(或低於)門檻的機率。
- 經驗貝氏克利金法(EBK)是一種內插法，其透過重複模擬來估算基本變異圖的誤差。經驗貝氏克利金法創建了大量的變異圖，其結果為變異圖的分布。

與傳統的內插法不同，克利金法以其機率模型，使我們能夠計算出預測的不確定性。在地理統計實踐中，正如上面提到的，通常的測試方法是交叉確證法。然而，它的結果實際上是有偏差的，而且有些過於樂觀(Creutin and Obled, 1982)，因為它保留了相同的變異圖，而每次移除一個觀測值時，變異圖都須重新計算和擬合(Laslett *et al.*, 1987)。此外，交叉確證並不是真正的確證，因為同一樣本數據集被用於估算和確證。

所有缺點都可以透過使用一個單獨的獨立數據進行確證來避免。在第二組數據集中的位點估計數值，然後比較預測值和測量值。至於交叉確證，則可以從屬於確證樣本的位點之觀測值和預測值計算出不同的指數。這些指數如下：

- 平均誤差：衡量預測的偏差，對於無偏差的方法來說須接近於 0；
- 均方差：衡量預測的精度，應儘可能小；
- 標準化估計誤差的變異數，衡量理論估計的好壞，估計結果越好，平均越接近於 1。

建議 36：在使用克利金法進行地理統計推估時，須檢查所使用的數據是否遵循常態分布，並且在空間上為自相關。

7.5 數位土壤繪圖

地理統計學方法是以一個點相對於其他點的位置作為唯一依據。這種估算方法往往傾向於平整土壤空間變異的細節，並在一定程度上低估了短程變異(Curran and Atkinson, 1998; Ping and Dobermann, 2006)。倘若主要變量和次要變量有好的相關性，如從地形計測和遙測數據中得出的變數，通過納入次要信息，則可改善高土壤性質估算的品質，並降低空間採樣強度(McBratney *et al.*, 2003; Marchetti *et al.*, 2008)。

環境共變數的使用改善了世界許多地區土壤調查的數個概念(Boettinger,

2010)。因此近年來，考慮環境相關性的混合地理統計程序越來越受歡迎。這些方法允許利用輔助訊息，而這些資訊通常比主要目標變數的採樣值具有更高的空間解析度(McBratney *et al.*, 2000)。

數位土壤繪圖(DSM)是一套通過地理統計迴歸技術的混合方法，其利用測量數據結合環境變數和遙感圖像的輔助訊息，製作土壤性質的數位估計圖。數位土壤繪圖是作為傳統多邊形土壤地圖的替代品而開發的(McBratney *et al.*, 2003)。國際土壤科學聯合會(IUSS)中的數位土壤繪圖工作組將數位土壤繪圖定義為：「透過使用田間和實驗室觀測方法與定量關係及環境數據相結合，在特定的解析度下生成的地理參考土壤數據庫(IUSS, 2019)。」根據Lagacherie與McBratney (2006)的說法，數位土壤繪圖的來源是實地和實驗室觀測(包括傳統的土壤觀測或地圖以及使用統計採樣技術新蒐集的樣本)。數據處理必須建立統計或數學模型，將土壤觀測數據與環境共變數與點數據放大到全空間範圍聯結。最終的輸出是一個可更新的空間土壤資訊系統，包括預測的網格圖像以及預測的不確定性。世界各地對使用數位土壤繪圖預測土壤有機碳的興趣越來越大，因為這是一個可以降低地圖成本和主觀性的重要方法。

一個有效的放大方法是迴歸克利金法(RK)，它是使用最廣泛的混合空間內插技術之一，而因為其平整效應比其他內插法小得多，故能產生真實的空間圖像。迴歸克利金法是一種針對空間數據的最佳線性無偏預測(BLUP)技術，它將共變數或窮舉變量的迴歸值與迴歸殘差的克利金值相加(Sun *et al.*, 2012)。最佳線性無偏預測假設局部平均值朝每個鄰域中連續變化，並且可以使用直接測量的數據和相關的輔助訊息的關聯性進行估算(Goovaerts, 1997; Hengl *et al.*, 2007; Odeh *et al.*, 1994)。輔助訊息可以從數值高程模型(DEM)和衛星圖像中獲得，前者是地形資訊的最佳來源，也是計算地形性質的重要數據基礎，後者成本相對較低，容易獲得。

與其他方法相比，迴歸克利金法具有一些優勢：包含繪圖清冊代表性的分析、不確定性的分析、區域土壤碳評估和與其他清冊的聯結，且可用於監測土地管理因素。如果有高分辨度的數據，迴歸克利金法的長處變為較顯而易見，從土壤有機碳分布模型中可反映出地景尺度的預測係數。因此，數位土壤繪圖對某種土壤性質的變化提供了更準確的表達，包括預測誤差的空間量化，這就是為什麼在可能的情況下推薦使用數位土壤繪圖(FAO, 2017)。

建議 37：沒有萬用的空間預測方法。對土壤有機碳繪圖的最佳方法須根據具體情況選擇。

7.6 內插技術的實際應用

作為全球土壤夥伴關係活動的一部分，2017 年 12 月 5 日發佈了全球土壤有機碳地圖(FAP, 2019c)。其由各國製作的地圖所組成，地圖開發為 1 公里的土壤網格，土壤深度為 0-30 公分。以此土壤有機碳地圖架構內，依據當地採樣和測量為基礎發佈了一份用數位土壤繪圖產生土壤性質網格的技術指南(FAO, 2017)。本文件供從事土壤有機碳儲量基線確定等工作的使用者(如國家代表)參考。這些說明提供準備當地土壤數據和環境共變數的詳細指引，通過迴歸克利金和數據挖掘擴大其數據規模以及分析不確定性。

建議 38：在擴大土壤有機碳儲量變化估算時，須記錄數據整合和空間建模程序的概要以及有關的不確定性，並與所製作的地圖一起報告。

第 8 章、將土壤有機碳的變化納入生命週期評估

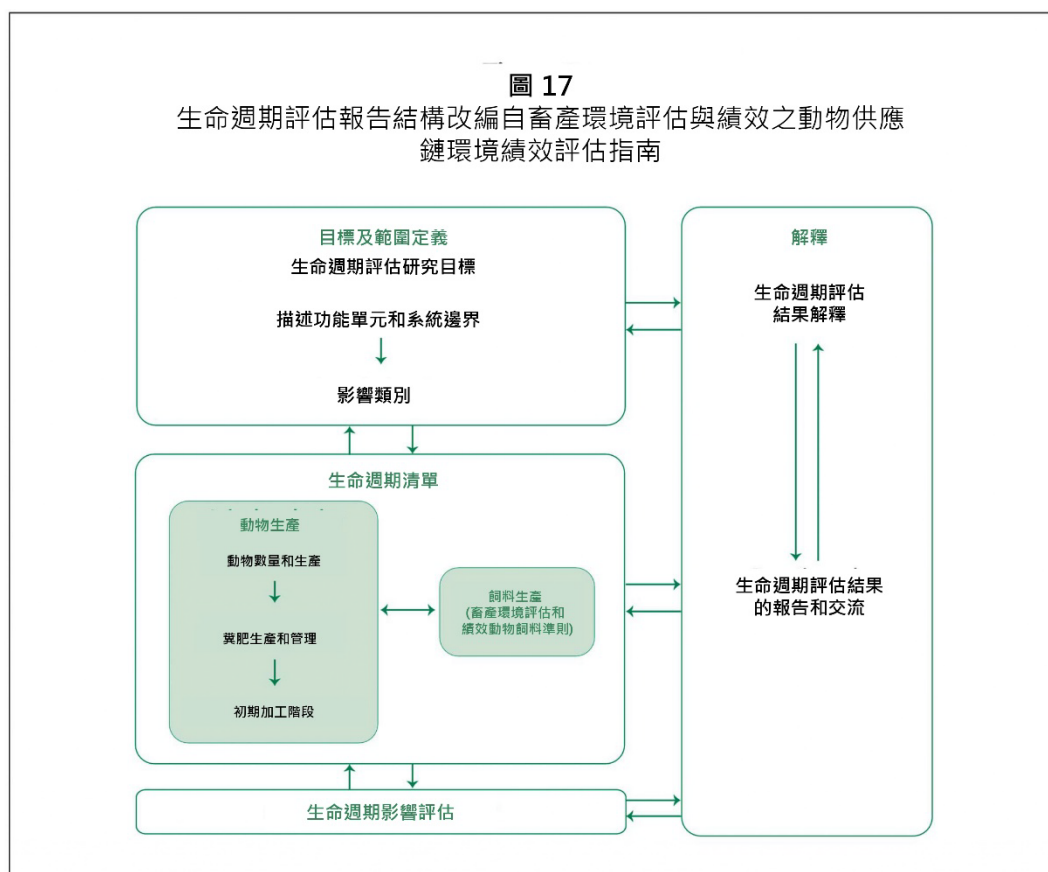
8.1 前言

生命週期評估(LCA)是量化商品和服務在其生命週期中所產生影響的一種工具。生命週期評估是一個全面的分析方法，由 ISO 14044:2006(環境管理—生命週期評估—要求與指南)正式認可，且被業界與利害關係人普遍認為是評斷替代方案對環境影響最可靠的方法。相反地，不考慮產品生命週期的替代方案可能導致生命週期各階段之間的損失移轉。例如，為減少製造過程中所產生的影響而做出的決定可能導致物料的改變，進而造成上游物料生產階段中出現更多的影響。

生命週期評估的方法有兩種類型，即描述型生命週期評估和預測型生命週期評估。UNEP / SETAC (2011)將描述型生命週期評估定義為「一種根據規範性規則，考慮輸入和輸出數據後將產品系統的功能單位過程進行連接和/或區分的模型建立方法。」因此，描述型生命週期評估是一種清冊類型的方法，因為它提供了一個指定清冊邊界內的排放/移除清冊。預測型生命週期評估為「一種連接產品系統中的各項活動，並使系統中的活動可反應出功能單位中需求改變的模型建立方法。」因此，預測型生命週期評估可對於特定決策或干預提供排放/移除量變化的評估。

就範圍而言，生命週期評估傳統上較著重於對環境的影響，但也可以包含經濟和社會影響，特別是對人類健康(使用終端生命週期評估方法，如 ReCiPe、Impact 2002+等)。進行生命週期評估需要建立一個清冊，包括對空氣、土壤與水的估算與測量之排放物平衡表，進一步歸類至上述影響中，利用已建立的特性化因素彙總各個造成影響的排放量。例如氣候變遷影響類別，氧化亞氮和甲烷排放量可被轉換為二氧化碳當量排放量，進而估算其對於氣候變遷所產生的整體影響。

土壤有機碳的變化對畜禽產品系統的環境績效評估相當重要，其影響系統中溫室氣體的排放平衡與氣候變遷。此外土壤有機碳也是土壤品質的指標之一，其具有生態系統服務的功能，如生物生產作物和減緩氣候變遷。供養畜禽生產之牧草地土壤有機碳儲量的變化、畜禽生產直接或間接相關的其他土地利用和土地利用變化(例如大豆)等影響均須納入評估，方能更全面的估算其對產業的影響並避免損失移轉。



生命週期評估的研究應遵循 ISO 標準中的各項建議。生命週期評估報告的架構如圖 17 所示：(i)目標與範圍定義、(ii)生命週期清冊分析、(iii)生命週期影響評估、與(iv)解釋。

將土壤有機碳儲量變化納入生命週期評估中最有爭議的問題之一是時間週期的設定。農業生產系統中的土壤有機碳含量一般可區分為穩定系統(平衡的輸入與輸出)或批次系統。在這兩種系統中，生產系統的時間參考期通常不是問題。在畜禽生產系統中，一年的參考期通常足以說明時間上的變化(例如與一整年的飼料成分變化有關)。當不同階段生產(例如生長期)時間長達數年時(例如一隻動物從生長到肉類生產)，參考系統的時間也可以延長。此外也可探討連續輸入與輸出之較大規模系統(例如一個農場一整年的肉類生產)。

農業活動改變時亦會造成土壤有機碳含量的變化。這種變化通常在引入新做法後即會發生，並在接近新的平衡狀態時達到穩定(Petersen *et al.*, 2013)。由於有機碳含量變化的過程受到當地氣候、土壤類型、農業活動或初始土壤有機碳含量的影響，設定一個具代表性時間間隔的合適指標並不容易。此外已知土壤有機碳遵循「慢進快出」的模式(Poepplau *et al.*, 2011)，若以相同時間範圍探討有機碳的吸存與損失的假設則顯得過於簡化。要獲得達到新平衡後的土壤有機碳儲量變化亦有實務操作上的困難。

其他建議使用的方法(IPCC, 2006; PAS 2050, 2011)如估算一段時間內(例如同樣地 20 年內的生產)碳吸存效益(或碳排放負荷)的線性變化。

Petersen 等人(2013)指出時間的選擇對生命週期評估的結果有相當大的影響。雖然 IPCC (2006)第 1 層級方法學提出以 20 年作為時間週期，此參考週期亦已應用於許多模擬土地利用變化的生命週期評估(例如 Vellinga *et al.*, 2013; Poeplau *et al.*, 2011)，但仍有爭議並認為碳儲量在 20 年後可能仍未達到平衡。在 FeedPrint 工具的方法學中(Vellinga *et al.*, 2013)宣稱在改變 200 年後，碳仍然會在牧草地上累積，而在農耕地則呈現下降。這個時間須與生命週期評估全球暖化潛勢的時間相同，為 100 年。(Petersen *et al.*, 2013)。

碳足跡可利用生命週期評估方法對於氣候變遷影響進行估算，以二氧化碳當量作為單位表示(所有溫室氣體均以全球暖化潛勢為特性化因素轉換成二氧化碳當量)，這也是一般作為生命週期評估的功能單位(例如一公噸的牛奶)。在方法許可的情況下，土壤的碳吸存與排放可包含在溫室氣體排放與吸存的平衡。從畜禽參考值(肉或奶的重量)到所需牧草地面積的轉換也應被清楚說明。

8.2 將土壤有機碳儲量變化納入生命週期評估

8.2.1 系統邊界與判斷標準

一個生命週期評估報告，需要有一個明確且研究目標與範圍相關的系統邊界。為了要模擬土地利用或土地利用變化造成的氣候變遷，不僅僅是二氧化碳，所有的溫室氣體排放也都須納入考量。此外在估算畜禽生產系統的環境影響時(例如在牛肉或牛奶的生命週期評估)，也必須計算系統中土壤碳變化的影響。例如農耕地中生產飼料作物造成的土壤有機碳變化，或因施用糞肥所造成的土壤有機碳變化。一個不完整的系統邊界會產生負擔移轉，焦點行動的效益(例如管理措施改變)於供應鏈的其他地方造成更大的負擔(例如二氧化碳的排放)。因此利用有限的邊界進行評估可能會產生誤解且相悖於採用生命週期評估方法以避免負擔移轉的目的。

圖 18 顯示了畜禽生產系統的系統邊界。所有生命週期階段中與物質碳和氮的轉變過程都應進行計算，在各階段中其他重要的排放也應評估考量在整個生命週期。根據生命週期評估研究的目標，還可以納入包裝、儲存、分銷、零售、使用(即烹飪)和廢棄物處理等額外步驟。這些階段可能只與某些預期用途相關(例如應用於客戶教育訓練而非農業土地管理規範)。

圖 18
生命週期評估方法中與家畜生產相關的最小生命週期階段



8.2.2 生命週期數據(土壤有機碳數據或模型)的代表性與適用性

在大多數包含土壤有機碳儲量變化估算的生命週期評估研究中，僅對土地利用變化進行估算(參閱多項生命週期評估研究的回顧，Goglio *et al.*, 2015)，或計算僅來自於直接或亦包含間接的土地利用變化。排放模擬一般是依據 IPCC (2006)排放係數指南。這與歐洲生命週期評估框架的規範一致(EU-JRC, 2010)。儘管此一高適用性但低準確度的工具(Goglio *et al.*, 2015)被認為適合運用於土地利用改變後大尺度的土壤碳變化，若能使用更精細的模型(二級或三級)來模擬因土地管理改變而產生的排放更加理想。根據 JRC (2011)的分類標準，大多數動態的作物-氣候-土壤模型(三級)被認為具有中等的確定性(Goglio *et al.*, 2015)。Box 11 指出一個使用模型將土壤有機碳儲量變化納入生命週期評估的案例研究。當研究背景無法蒐集特定數據時，可利用第一級模型，配合適用於生產背景的特定係數，以提供對預期土壤有機碳改變方向或幅度的初步估算。

8.2.3 所需數據與資訊的類型、品質與來源

土壤有機碳儲量變化可以透過測量或建模來估算。詳細內容請參考本文件的相關章節(第 3、5、6 章)。

目前在生命週期評估軟體和研究中經常使用的數據庫中，除了那些與土地利用改變有關的資訊(特別是來自於南美的豆粕)外，幾乎沒有關於土壤有機碳儲量變化的資訊。在討論結果時須儘可能清楚的說明是否包括土壤有機碳的變化，並特別交代是否只與土地利用變化或與土地利用有關。

8.2.4 系統之間的比較

在溫室氣體的總平衡中納入土壤淨碳吸存量，有可能減少畜禽產品的碳足

跡，最終達到一個新的穩定狀態。在畜禽生產過程中牧草地的碳吸存潛力取決於當時的土壤有機碳儲量和管理歷史。許多因過去管理不當造成損失更多碳的退化土地，具有恢復原本土壤有機碳含量的碳吸存潛力。因此在某個時間點農場之間不同的土壤有機碳儲量變化增加率並不能衡量農場管理的長期永續性。UNEP / SETAC 生命週期倡議提出可作為生命週期清冊分析，和生命週期影響評估階段的生命週期指引方針(見 Koellner *et al.*, 2012; 2013)。關於評估土地利用和土地利用變化對氣候變遷的影響，請參閱 Müller-Wenk 與 Brandão (2010)。

8.2.5 鑑別關鍵的審查需求

由於將土壤有機碳納入溫室氣體淨排放量的估算會對結果產生重大影響，在呈現單一或比較性的生命週期評估結果之前須進行關鍵審查。審查的目的是評估所選擇的模型和數據是否能代表所評估的情況。

8.2.6 新興的報告要求

目前常見的生命週期評估報告平台提到土壤有機碳的重要性，但仍沒有明確將其納入總體平衡中(PAS, 2011; European Commission, 2013)。最新版本的《PAS 2050:2011》指出：「土壤在碳循環中扮演重要角色，既可作為碳的來源，也是碳匯集的場所，我們對於農業系統中不同技術引入後產生的影響有更多科學上的了解。未來即可針對 PAS 2050 的要求進行補充或修訂，加入土壤碳變化與溫室氣體排放或移除相關的內容」。

歐盟的產品環境足跡(PEF)規則(European Commission, 2013)建議可針對碳吸存進行特別計算，並與總量分開說明(符合 ISO 14067:2018 產品碳足跡)。此外許多利害關係人也認為上述做法是一個重要的緩和和方法，須納入碳排放的平衡估算並符合生命週期評估觀點。若估算與呈現土壤有機碳變化量的分析方法可達成共識，即可迅速被納入生命週期碳足跡的邊界範圍內。

Box 11：量化畜禽系統生命週期評估研究中的土壤有機碳吸存

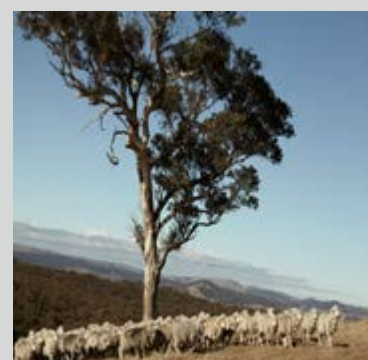
綜述：在澳大利亞已經有越來越多管理原生植被、改善土壤健康和碳儲量的做法應用於提升牧場生產和環境效益。然而在生命週期評估研究中，這些活動的溫室氣體效益通常被忽視，進而影響了氣候變遷影響評估的準確性。本研究案例位於澳大利亞阿米代爾(30°31'S, 151°40'E)周圍地區，將透過生命週期評估研究(Henry *et al.*, 2015) 估算牧場的土壤和植被碳吸存，進而探討羊毛生產過程對潛在氣候變遷的影響。

方法：生命週期清冊使用區域生產數據和農場調查來模擬每公斤多脂羊毛的溫室氣體淨排放量。利用一種簡單第2層級方法以一級模型來估算牧場管理所導致的土壤有機碳儲量變化。自過去十年該地區相關研究報告得知其排放係數。採用傳統策略並假設活動過程中沒有碳儲量的變化。在研究區域施用磷肥與種植豆科作物解決養分不足的問題，結果發現土壤有機碳儲量呈現上升趨勢，生命週期評估顯示平均碳吸存率可達 $0.1 \text{ t C ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ 。在 20 年與 100 年的生命週期評估研究中，利用農場總排放量扣除植被與土壤碳吸存量後計算每公斤羊毛的年度溫室氣體淨排放量。利用生物物理策略分別探討生產羊毛與羊肉的影響。

案例研究結果：雖然每公頃土壤有機碳的吸存率低，但在該地區的大面積牧草生產中，土壤碳儲量的增加相當於該地區樹木的生物質。100 年內總碳吸存量將近抵消了農場碳排放量的 10%。

吸存活動	生命週期評估模式類型	溫室氣體濃度 ($\text{kg CO}_2\text{eq kg}^{-1} \text{羊毛}$)*
生物質(混合原生種與外來種的植物)	國家清冊模式	-1.6
生物質(混合原生種與外來種植物)加上施肥後的土壤有機碳儲量變化	國家清冊模式土壤碳儲量變化 = $0.1 \text{ t C ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$	-2.4

*負值表示大氣中的 CO_2 移除量



在綿羊放牧區進行重新造林與土壤管理的碳吸存，以生命週期評估方法計算，並以每公斤生產羊毛的二氧化碳當量排放量表示，假設攤銷期為 100 年以模擬永久吸存。

摘要：本案例研究說明一種利用建模與調查資訊、另包含畜禽生命週期評估結果的方法進行土壤有機碳吸存量與植被生物質估算。生命週期評估結果指出綿羊農場的土地利用與土地利用改變的做法明顯提升可量化的溫室氣體移除。在生命週期評估中模擬土壤有機碳儲量變化對於影響評估的準確性與辨識良好的田間活動相當重要。

附錄

附錄 1、關於模型初始化的技術資訊

A1.1 初始化的困難與策略

Peltoniemi 等人(2006)研究在模擬土壤有機碳儲量變化的幾個影響因子，發現土壤初始狀態對後續模擬值的影響最大。二級與三級模型中的土壤有機碳初始化本身即很複雜，因為涉及到將總土壤有機碳再細分為不同周轉率的土壤有機碳庫。圖 19 說明了在使用二級引導式碳平衡模型時，因為初始庫大小不同所產生的問題。

與持續平衡相比(圖 19A)，高估的土壤有機碳基線(圖 19B)會造成不平衡，導致土壤有機碳隨時間變化後呈現下降，而低估的土壤有機碳基線(圖 19D)導致土壤有機碳增加。在周轉率高的碳庫中低估或高估碳的比例(分別為圖 19C 與圖 19E)將導致這些碳庫在幾年內的變化快速，而在 10 年內會達到趨於平衡的數值。相反的，在轉換率低的碳庫中低估或高估碳的比例(分別為圖 19E 與圖 19C)會導致土壤有機碳變化緩慢，需要許多世紀才能達到平衡值。

兩種最常用的方案是在模式中設定不同的起轉期間³，以估算穩定狀態下的碳庫大小。起轉模擬的是基線條件。第一種方案在長達 1 萬年的起轉模式中使土壤達到平衡狀態，長時間的起轉模式不僅估算了相對的碳庫分布，也同時估算了總土壤有機碳含量，因為此數值基本上不受初始輸入土壤有機碳值的影響。第二種方案(即方案二)是使用一般比例來劃分已知的總土壤有機碳。接著從這些輸入碳庫中於較短的 10 到 30 年期間利用起轉模式修正碳庫大小，使其與模擬後基線條件下的土壤有機碳條件更加一致。對於周轉率高的碳庫如 RothC 中的可分解植物質、慢累積與快累積生物質碳庫，模式將在起轉模擬的幾年內估算出穩定的數值。Skjemstad 等人(2004)發現將這些值初始化為較小的非零數值，對模型起轉兩年後的碳庫大小沒有影響。

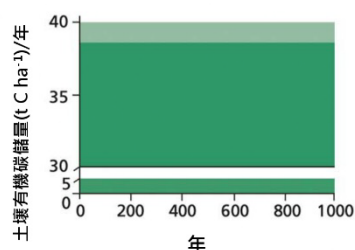
上述兩個初始化方案中有幾個變因涉及模式的校正。方案一中的其中一個變因用於二級的 RothC 模型，調整碳輸入值使平衡碳與起轉結束時測量的總土壤有機碳一致(Jenkinson *et al.*, 1999; Nemo *et al.*, 2017)。這個變因適用於碳輸入值不確定的牧草地系統。RothC 模型方案一的另一個有效變因是校正周轉率最慢碳庫的變化率，使模擬的土壤有機碳儲量與長時間的起轉模擬結束時的測量值一致(Hansen *et al.*, 2012)。Paustian 等人(1992)將方案二應用於三級模型，同時修改了總土壤有機碳的原始碳庫分配的初始比例，使模式中的碳動態變化與觀測值更一致。

³ 在起轉過程中，將模擬起點時的碳氮存量設為極低的值。

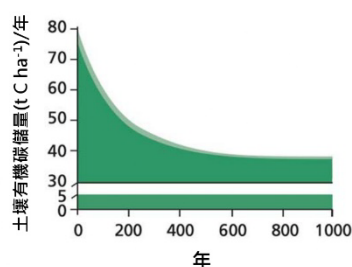
圖 19

使用引導式的碳平衡模型對初始土壤有機碳進行不同類型的不平衡的土壤有機碳趨勢的例子

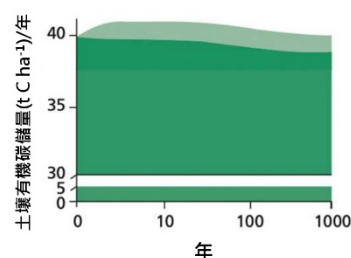
A. 平衡年輕(Y)和老年(O)的土壤有機碳庫、
初始土壤有機碳總量為 40 t C ha^{-1}



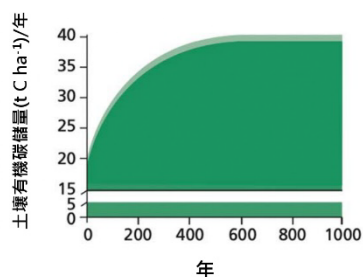
B. 兩倍的初始土壤有機碳(80 t C ha^{-1})
和推薦的Y/O比例



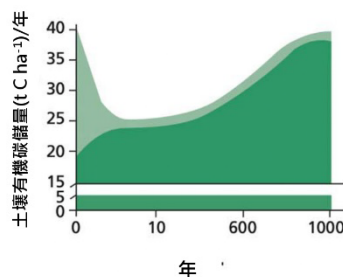
C. 初始土壤有機碳(40 t C ha^{-1}) ·
100% O · 無Y



D. 一半的初始土壤有機碳(20 t C ha^{-1}) ·
和推薦的Y/O比例



E. 初始土壤有機碳(40 t C ha^{-1}) ·
50% 為Y庫 · 50%為O庫



註：引導式碳平衡模型數據(地面上的碳輸入量 = 0.54 t C ha^{-1} ，地面下的碳輸入量 = 0.54 t C ha^{-1} ；氣候係數， $re = 1$ ；地面上的腐植化係數 = 0.125 ，地面下的腐植化係數 = 0.310 ；分解率年輕庫(Y) = 0.8 yr^{-1} ，老年庫(O) = 0.00605 yr^{-1})。

上述初始化方案的前提是基線條件處於或接近穩定狀態。但土壤在基線條件下可能並不接近穩定狀態(Wutzler and Reichstein, 2007)。Basso 等人(2011)主張遵循已知的土地利用與管理歷史，來確定碳輸入及土地管理模式。遵循過去紀錄的資訊及專家的看法建議，可能是最實際的評估方法(Ogle et al., 2007)。年代久

遠的歷史知識內容較為有限，故近期的紀錄對於碳庫的大小而言則更為重要。因此可將紀錄數千年的平衡模式以起轉進行初始化，先利用過去已估計的土地利用狀態，再以現階段可取得的土地管理改變和管理歷史納入後期的起轉模式中。

在幾個以過程為導向的模式，特別是 RothC 允許惰性有機物碳庫在幾個世紀範圍內不發生變化。Coleman 等人(1997)利用 1960 年核武試驗大氣中產生的 ^{14}C 脈衝，對惰性有機質進行了估算。Falloon 等人(1998)從總土壤有機碳中發展了一個惰性有機質的經驗式，並將其用於 RothC。

一直以來人們都在努力將模擬的土壤有機碳庫與可測量的碳庫相對應，使得最初的土壤有機碳庫可以從量測中輸入。Smith 等人(2002)認為可測量的碳庫不僅要證明與模擬碳庫相符合，而且必須是唯一且非組合的(即不能區分為不同的子碳庫)，但這些條件在實務上是很難達成的。為了得知利用量測出的碳庫初始化所獲得的模擬結果與觀察到的結果是否一致，利用長期的實驗結果來測試或確證結果是必要的。

Skjemstad 等人(2004)開發了可將 RothC 中最大的模擬碳庫與測量碳庫相符合的程序。他們透過校正改變具抗性植物質的碳庫周轉率，使澳洲土壤有機碳的模擬值與量測值相符合。Zimmermann 等人(2007)開發了一個使 RothC 庫與量測庫相符合的程序，因為無法將具抗性植物質庫與可分解植物質庫進行區分，故利用一個 1000 年起轉平衡模擬的碳庫比率，將量測的植物質碳庫分為兩部分。在瑞士的一系列土地利用中亦獲得量測碳庫與模擬碳庫間的良好相關性。Xu 等人(2011)也使用了 Zimmerman 等人(2007)的碳庫鑑別程序，發現與量測值相比，具抗性植物質的碳庫有低估的現象。這主要是歸因於愛爾蘭牧草地的潮濕土壤條件所致。Shirato 等人(2013)利用與 Zimmerman 等人(2007)類似的方案。他們使用 $\delta^{14}\text{C}$ 值來估算惰性有機質量。儘管他們能夠在幾十年的時間範圍內獲得總土壤有機碳的良好估算，但 $\delta^{14}\text{C}$ 與觀測結果並不一致。他們認為長期(多世紀)模擬結果的準確性是值得懷疑的。

其他初始化的程序依賴於機率校正。Yeluripati 等人(2009)使用貝葉斯校正 (Van Oijen *et al.*, 2005)來估算三級 Daycent 模型的碳庫大小與模型參數的變化。Kwon 與 Grunwald(2015)解析三級 Century 模型，並將土壤有機碳估算比例重寫至統計軟體中，自孵育研究中利用逆推模擬以觀察到的二氧化碳排放量進行土壤有機碳狀態的初始化並校正模型參數。

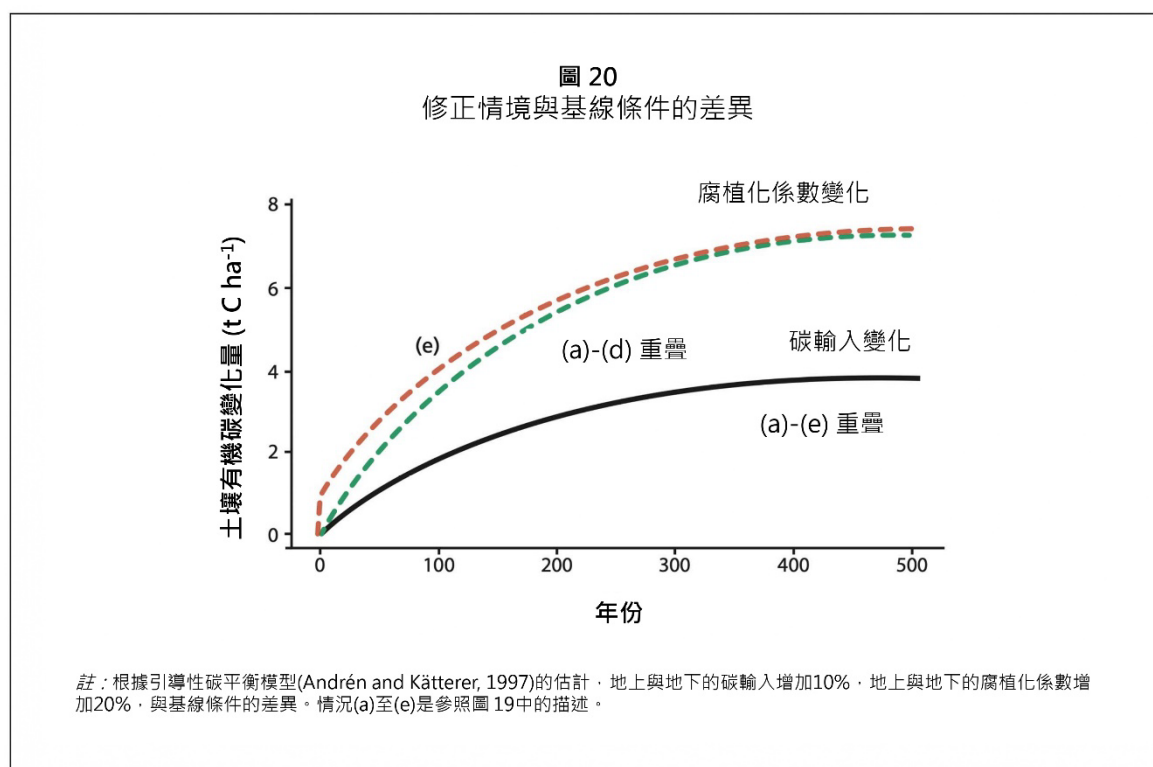
A1.2 在比較兩個或多個同時發生情境時土壤碳庫大小的初始化較不具重要性

在比較兩個或多個同時發生情境時土壤碳庫大小的初始化較不具重要性。在某些應用上，需要的資訊是同一時期內基線條件與修正條件之間的土壤有機碳差異。

溫室氣體補償是一個例子，因為 ISO 14064-1:2018 的標準只要求提供隨著時間推移在有補償行動的情況，與舊有管理措施的情況下土壤有機碳儲量之間的差異。在構建一個比較性的生命週期評估中，可能僅需要比較系統之間土壤有機碳變化的差異。同樣地為了調查系統變化的影響，可以建構一個隨之發生的生命週期評估，並僅需要得知修改後與原系統的土壤有機碳儲量變化差異。

二級模型中，土壤有機碳變化與碳輸入兩者之間沒有模擬回饋，初始土壤碳庫大小通常對兩個不同的併發情境間差異沒有太大影響。例如利用引導性碳平衡模式，在五種初始土壤有機碳情況下，基線碳輸入與碳輸入增加 10% 情況下的土壤有機碳儲量差異基本相同(圖 19)。然而，當二級模式參數在一情景中被改變時，根據初始土壤狀態修正後的情境與基線情境間可能會產生重大偏差。圖 20 顯示了在圖 19 所述的五種初始土壤有機碳情況下，改變地上部與地下部的腐植化係數模式參數的差異。圖 19 中的情況(e)，初始模式碳庫比率明顯偏離了典型的平衡值，修正後的腐植化與基線情境的變化有很大的不同。

對於三級模型(如 Century)，土壤有機碳變化與植物碳輸入之間通常存在回饋。基線條件與初始土壤有機碳庫大小間的巨大不平衡將導致土壤有機碳的快速變化，接著將導致礦質氮的進入或移出並影響植物生長與碳進入。然而不同的合理初始土壤碳庫狀態並不會對兩種同時發生情境間的比較有太大的影響。



推薦的方法仍然是使初始土壤有機碳庫，儘可能接近實際初始土壤條件的數值，以提供對兩個同時發生情境間差異的最佳估算。然而對上述初始土壤狀態的要求，並不像對模型的使用那樣準確，例如對生命週期評估的土壤有機碳儲量變化，需要儘可能估算單一情境的土壤有機碳趨勢。特別是在比較同時發生的情境時，對初始土壤有機碳狀態的相對不敏感度，無法延伸到模型參數，如土壤有機碳儲量變化對於敏感度較高的速率常數仍然不準確。

建議不要為初始化而改變模型碳的命運參數，除非是作為更廣泛的校正工作而進行改變。

A1.3 初始化指南

如果對基線土壤有機碳的瞭解有限，包括沒有對初始總土壤有機碳進行估計，最好的選擇是使用方案一模式模擬基線條件的平衡狀態。如果判斷有良好的碳輸入估計，則可以使用二級模式，良好的估計也可在三級模式對植被生長進行參數化時有幫助，使模式中的碳輸入與已知的碳輸入值相符合。如果對碳輸入的瞭解有限，那麼估計植被生長的三級模式可根據輸入數據提供土壤有機碳儲量的初步估計，包括植被生長參數與場址變數如氣候與土壤質地。在不瞭解碳輸入的情況下，植被生長參數的準確性將是至關重要的，因此選擇一個已被證明在類似植被特徵與生長條件下表現良好的參數集是很重要的，同時這也與模擬的情況類似。如果對過去的土地利用與管理方式有很好的瞭解，特別是若過去的管理模式可能導致基線土壤處於不穩定狀態，須考慮模式啟動的最後幾年情境。這需要對二級模式的碳輸入、三級模式的植被生長參數與土壤沖蝕的歷史有良好的估計。以任何可用的土壤有機碳數據，例如從土壤調查來的一般土壤資訊，確認初始土壤有機碳儲量的估計值，對於決定模式估計的土壤有機碳數值是否合理很有幫助。

如果對基線總土壤有機碳有瞭解，依據通用或模擬的平衡碳庫比例，將土壤有機碳總量區分至不同碳庫中，再經過 10-30 年的起轉期的方案二是一個可行的選擇。可以選擇校正碳輸入或碳庫周轉率，使初始模擬的與測量的總土壤有機碳之間相符。如果對過去的土地利用與管理歷史有瞭解，特別是可能導致基線土壤接近穩定狀態的管理歷史，那麼在起轉模式將其初始碳庫比率影響納入時，是值得推薦的良好做法。透過使用方案一起轉的初始庫比率來達成，其中包括模型起轉最後幾年的歷史，條件是判斷二級模式的碳輸入或三級模式的植被生長參數與土壤侵蝕對該歷史有良好的估計。

如果模式使用的主要目的是估計兩個同時出現的情境之間的差異，那麼除上述選項外的額外作業，可能不會顯著改善結果。如果需要對單一情境進行土壤有機碳儲量變化，那麼須考慮初始化的額外作業。

如果在基線條件下有詳細的土壤有機碳區分，並且將測量的碳庫與模式所模擬的碳庫相對應，那麼可以根據上述方案二初始化的測量劃分來調整初始庫大小。在應用之前建議根據與模擬情況相關的一系列土壤數據或長期測量的土壤有機碳儲量時間序列測試該修正的適用性。

如果有多年來對土壤有機碳準確的量測數據，最好是對同條件與模擬目標相似的地點進行幾十年的測量，那麼就有機會對碳輸入或模型參數進行校正，使觀察到的土壤有機碳與模擬的土壤有機碳之間有良好的對應。校正後的數值可以用來估算初始土壤有機碳。

1. 如上所述的方案一，在不瞭解基線土壤有機碳的情況下；
2. 如上所述的方案二，其中知道初始總土壤有機碳的情況下。

校正一個土壤有機碳模型需要投入大量的時間。一些校正模擬的審查者可能需要嚴格的校正程序文件，以表示目標模型應用土壤有機碳儲量進行估算時，不是隨意將其校正為產生特定的結果。如果不做校正，建議使用長期數據來評估所選擇的土壤碳庫初始化方法與模型參數是否合適。

附錄 2、使用蒙地卡羅方法進行模式校正與不確定性評估的技術細節

蒙地卡羅方法是從輸入值與參數的概率分布函數中抽取隨機值，是一種有效與靈活的方法，可以透過模擬來確認整體數值，包括那些來自輸入值與模型的不確定性(VandenBygaart *et al.*, 2004; Stamati *et al.*, 2013)。此方法不需要使用觀察系統性能的數據集。不使用這種方法的主要原因是選擇的輸入值與參數的合理概率分布函數等等因素會對結果造成影響(Verbeeck *et al.*, 2006)。

作為蒙地卡羅方法的一個例子，Ogle 等人(2010)對 Century 模式的結構不確定性進行了估算。他們透過執行混合模型的蒙地卡羅方法，研究影響土壤有機碳變化主要因素的固定效應與隨機效應，其中包括美國的時空依賴性(Ogle *et al.*, 2007)。他們發現 Century 模式在耕犁與土壤質地對土壤有機碳儲量的影響存有系統誤差。透過蒙地卡羅模擬，這個經驗模式被用來估算因使用 Century 模式而產生的土壤有機碳儲量的不確定性。這使作者能夠對這些固定效應進行土壤有機碳儲量估算，以便在美國應用(對於這些經驗模式是有效的)。

模式估算輸出的不確定性，貢獻最大的變數與參數是那些自身的不確定性與模型產出敏感度的最大組合。要知道哪個因子影響最大是很困難的。有幾個程序可以將總模式輸出變異細分為若干部分，以瞭解來自個別因子及其變異數的不確定性。其中最簡單的是將一次一例分析中最敏感的變數，以適合蒙地卡羅估計的形式使用。將結果結構化作為變異數分析(ANOVA)，不確定的變數為因子，模型輸出為反應變數(Wang *et al.*, 2006; Tang *et al.*, 2007; Nishina *et al.*, 2015)。影響因子之間的相互作用也被包括在內。對於變異數貢獻最大的變數是不確定性最大的，同時也是影響最大的變異數。

使用蒙地卡羅方法的一個更先進的方法，是根據實際觀察與模式輸出之間的差異，對參數的不確定性進行調整。馬可夫鏈蒙地卡羅是一種強大的、計算效率高的方法，基於對模型輸出與觀測值的比較，它使用隨機選擇來提高變數與參數的概率分布函數的可能性 (Ricciuto *et al.*, 2008; Tuomi *et al.*, 2009; Ren *et al.*, 2013)。一般線性的不確定性估算(GLUE)是與馬可夫鏈蒙地卡羅相關的方法，因為它也使用蒙地卡羅方法與貝葉斯推理，來同時估算參數與模式估算的不確定性(Wang *et al.*, 2005; Causarano *et al.*, 2007; Juston *et al.*, 2010; Salazar *et al.*, 2011)。這些方法對不同輸入值與參數的不確定性與貢獻度提供了良好的描述。為了對模型預測的不確定性提供良好的估算，與模型輸出相比較的觀測結果將作為代表應用領域的條件範圍。應用這些先進方法來估算放牧牧草地系統的模式，為估算模式預測不確定性的一個限制，因為很少有對土壤有機碳進行觀測的研究。

參考文獻

- Agriculture and Agri-Food Canada.** 2019a. Northern Circumpolar Soil Organic Carbon Database. In: Government of Canada, Canadian Soil Information Service, Soil Interpretations and Derived Map Products [online]. Ottawa. [Cited 07 February 2019]. sis.agr.gc.ca/cansis/interpretations/carbon/index.html
- Agriculture and Agri-Food Canada.** 2019b. Holos software program In: Agriculture and Agri-Food Canada, Science and innovation, Agricultural research results [online]. Ottawa. [Cited 07 February 2019]. <http://www.agr.gc.ca/holos-ghg>
- Allard, V., Soussana, J.-F., Falcimagne, R., Berbigier, P., Bonnefond, J.M., Ceschia, E., D'hour, P., Hénault, C., Laville, P., Martin, C. & Pinarès-Patino, C.** 2007. The role of grazing management for the net biome productivity and greenhouse gas budget (CO_2 , N_2O and CH_4) of semi-natural grassland. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 121: 47-58.
- Allen, D.E., Pringle, M.J., Page, K.L. & Dalal, R.C.** 2010. A review of sampling designs for the measurement of soil organic carbon in Australian grazing lands. *Rangeland Journal*, 32: 227-246.
- Allen D.E., Pringle M.J., Butler D.W., Henry B.K., Bishop T.F.A., Bray S.G., Orton T.G. & Dalal R.C.** 2016. Effect of land-use change and management on soil C and N in the Brigalow Belt, Australia: I. Overview and inventory. *The Rangeland Journal*, 38: 443-452
- Ammann, C., Flechard, C.R., Leifeld, J., Neftel, A. & Fuhrer, J.** 2007. The carbon budget of newly established temperate grassland depends on management intensity. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 121: 5-20.
- Andrén, O. & Kätterer, T.** 1997. ICBM: the introductory carbon balance model for exploration of soil carbon balances. *Ecological Applications*, 7: 1226-1236.
- Andrén, O., Kätterer, T. & Karlsson, T.** 2004. ICBM regional model for estimations of dynamics of agricultural soil carbon pools. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 70: 231-239.
- Andriulo, A., Mary, B. & Guerif, J.** 1999. Modelling soil carbon dynamics with various cropping sequences on the rolling pampas. *Agronomie*, 19 : 365-377.
- Arrouays, D., Saby, N., Walter, C., Lemerrier, B. & Schvartz, C.** 2006. Relationships between particle-size distribution and organic carbon in French arable topsoils. *Soil Use and Management*, 22: 48-51.
- ASTM D4959-16** 2016. Standard Test Method for Determination of Water Content of Soil by Direct Heating, ASTM International, West Conshohocken, PA, [accessed July 5, 2017] www.astm.org
- Aubinet, M., Vesala, T. & Papale D. (Eds.)** 2012. *Eddy Covariance - A practical guide to measurement and data analysis*. Springer, Heidelberg, Germany, 437 pp.
- Austrheim, G., Speed, J.D.M., Evju, M., Hester, A., Holand, Ø., Loe, L.E., Martinsen, V., Moberg, R., Mulder, J., Steen, H., Thompson, D.B.A. & Myrnesud,**

- A. 2016. Synergies and trade-offs between ecosystem services in an alpine ecosystem grazed by sheep—an experimental approach. *Basic and Applied Ecology*, 17: 596-608
- 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.
- Badgery, W.B., Simmons, A.T., Murphy, B.W., Rawson, A., Andersson, K.O. & Lonergan, V.E. 2014. The influence of land use and management on soil carbon levels for crop-pasture systems in Central New South Wales, Australia. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 196: 147-157.
- Bárcena, T.G., Kiær L.P., Vesterdal, L., Stefánsdóttir, H.M., Gundersen, P. & Sigurdsson, B.D. 2014. Soil carbon stock change following afforestation in Northern Europe: a meta-analysis. *Global Change Biology*, 20: 2393-2405.
- Basso, B., Gargiulo, O., Paustian, K., Robertson, G.P., Porter, C., Grace, P.R. & Jones, J.W. 2011. Procedures for initializing soil organic carbon pools in the DSSAT-CENTURY model for agricultural systems. *Soil Science Society of America Journal*, 75: 69-78.
- Batjes, N.H. 1996. Total carbon and nitrogen in the soils of the world. *European Journal of Soil Science*, 47: 151-163.
- Batjes, N.H. 2002. Carbon and nitrogen stocks in the soils of Central and Eastern Europe. *Soil Use and Management*, 18: 324-329.
- Bélanger, G., Richards, J.E. & Angers, D.A. 1999. Long-term fertilization effects on soil carbon under permanent swards. *Canadian Journal of Soil Science* 79: 99-102.
- 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.
- Bellamy, P.H., Loveland, P.J., Bradley, R.I., Lark, R.M. & Kirk, G.J.D. 2005. Carbon losses from all soils across England and Wales 1978-2003. *Nature*, 437: 245-248.
- Bellocchi, G., Rivington, M., Donatelli, M. & Matthews K. 2010. Validation of biophysical models: issues and methodologies. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 30: 109-130.
- 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.
- Benites, V.M., Machado, P.L.O.A., Fidalgo, E.C.C., Coelho, M.R. & Madari, B.E. 2007. Pedotransfer functions for estimating soil bulk density from existing soil survey reports in Brazil. *Geoderma*, 139: 90-97.
- Berhongaray, G. & Alvarez, R. 2013. The IPCC tool for predicting soil organic carbon changes evaluated for the Pampas, Argentina. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 181: 241-245.

- Bhogal, A., Murphy, D.V., Fortune, S., Shepherd, M.A., Hatch, D.J., Jarvis, S.C., Gaunt, J.L. & Goulding, K.W.T.** 2000. Distribution of nitrogen pools in the soil profile of undisturbed and reseeded grasslands. *Biology and Fertility of Soils*, 30: 356-362.
- Bispo, A., Andersen, L., Angers, D.A., Bernoux, M., Brossard, M., Cécillon, L., Co- mans, R.N., Harmsen, J., Jonassen, K., Lamé, F. & Lhuillery, C.** 2017. Accounting for carbon stocks in soils and measuring GHGs emission fluxes from soils: do we have the necessary standards? *Frontiers in Environmental Science*, 5: Article 41.
- Blake, G.R. & Hartge, K.H.** 1986. Bulk density. In *KLute, A., Gaylon, S., Camp- bell, R. D. & Jackson, R.D. (Eds) Methods of Soil Analysis, Part 1, Physical and mineralogical methods. Second edition. SSSA/ASA Madison, Wisconsin, USA. pp. 363-382.*
- Blanco-Canqui, H., Stone, L.R., Schlegel, A.J., Lyon, D.J., Vigil, M.F., Mikha, M.M., Stahlman, P.W. & Rice, C.W.** 2009. No-till induced increase in organic carbon reduces maximum bulk density of soils. *Soil Science Society of America Journal*, 73: 1871-1879.
- Boddey, R.M., Jantalia, C.P., ConceiC , ao, P.C., Zanatta, J.A., Bayer, C., Miel- niczuk, J., Dieckow, J., Dos Santos, H.P., Denardin, J.E., Aita, C., Giacomini, S.J., Alves, B.J.R. & Urquiaga, S.** 2010. Carbon accumulation at depth in Ferra- sols under zero-till subtropical agriculture. *Global Change Biology*, 16: 784-795.
- Boettinger, J.L.** 2010. Environmental Covariates for Digital Soil Mapping in the Western USA. In: *J.L. Boettinger et al. (eds.), Digital Soil Mapping: Bridging Research, Environmental Application, and Operation, Progress in Soil Science 2, ed. Springer, 17-27.*
- Bolin, B. & Sukumar R.** 2000. Global perspective. In: *Watson, R.T., Noble, I.R., Bolin, B., Ravindranath, N.H., Verardo, D.J. & Dokken, D.J. (Eds.) Land use, land use change, and forestry. Cambridge University Press, Cambridge, UK.*
- Bolinder, M.A., VandenBygaart, A.J., Gregorich, E.G., Angers, D.A. & Janzen, H.H.** 2006. Modelling soil organic carbon stock change for estimating whole- farm greenhouse gas emissions. *Canadian Journal of Soil Science*, 86: 419-429.
- Bolinder, M.A., Janzen, H.H., Gregorich, E.G., Angers, D.A. & Van den Bygaart, A.J.** 2007. An approach for estimating net primary productivity and annual car- bon inputs to soil for common agricultural crops in Canada. *Agriculture, Ecosys- tems and Environment*, 118: 29-42.
- Brander, M.** 2016. Conceptualising attributional LCA is necessary for resolving methodological issues such as the appropriate form of land use baseline. *Interna- tional Journal of Life Cycle Assessment*, 21: 1816–1821.
- Brilli, L., Bechini, L., Bindi, M., Carozzi, M., Cavalli, D., Conant, R., Dorich, C.D., Doro, L., Ehrhardt, F. & Farina, R.** 2017. Review and analysis of strengths and weaknesses of agro-ecosystem models for simulating C and N fluxes. *Science of the Total Environment*, 598: 445-470.
- Brus, D.J.** 2014. Statistical sampling approaches for soil monitoring. *European Jour- nal of Soil Science*, 65: 779-791.

- Brus, D.J. & De Gruijter, J.J.** 1997. *Random sampling or geostatistical modelling? Choosing between design-based and model-based sampling strategies for soil (with discussion)*. *Geoderma*, 80: 1-44.
- Burgess, T.M. & Webster, R.** 1980. *Optimal interpolation and isarithmic mapping of soil properties: 1. The semivariogram and punctual kriging*. *Journal of Soil Science*, 31: 315-331.
- Burrough, P.A. & McDonnell, R.A.** 1998. *Principles of GIS*, Oxford University Press.
- Campbell, D., Kinniburgh, D. & Beckett, P.** 1989. *The soil solution chemistry of some Oxfordshire soils: temporal and spatial variability*. *Journal of Soil Science*, 40: 321-339.
- Campbell, E.E. & Paustian, K.** 2015. *Current developments in soil organic matter modeling and the expansion of model applications: a review*. *Environmental Research Letters*, 10: 123004.
- Cardinael, R., Chevallier, T., Cambou, A., Béral, C., Barthès, B.G., Dupraz, C., Durand, C., Kouakoua, E. & Chenu, C.** 2017. *Increased soil organic carbon stocks under agroforestry: a survey of six different sites in France*. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 236: 243-255.
- Carolan, R. & Fornara, D.A.** 2016. *Soil carbon cycling and storage along a chronosequence of re-seeded grasslands: do soil carbon stocks increase with grassland age?* *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 218: 126-132.
- Carter, M.R. & Gregorich, E.G.** 2007. *Soil sampling and methods of analysis, Second Edition*, CRC Press.
- Castrignanò, A. & Lopez R.** 2004. *GIS e Geostatistica, una combinazione vincente per l'analisi spaziale*. In: "L'evoluzione della Geografia. Dalla carta geografica al digitale in nove passi descritti dai maggiori esperti del settore". Ed. MondoGIS, Roma, 125-147.
- Causarano, H.J., Shaw, J.N., Franzluebbers, A.J., Reeves, D.W., Raper, R.L., Balkcom, K.S., Norfleet, M.L. & Izaurrealde, R.C.** 2007. *Simulating field-scale soil organic carbon dynamics using EPIC*. *Soil Science Society of America Journal*, 71: 1174-1185.
- Cerri, C.E.P., Coleman, K., Jenkinson, D.S., Bernoux, M., Victoria, R. & Cerri, C.C.** 2003. *Modeling soil carbon from forest and pasture ecosystems of Amazon, Brazil*. *Soil Science Society of America Journal*, 67: 1879-1887.
- Cerri, C.E.P., Easter, M., Paustian, K., Killian, K., Coleman, K., Bernoux, M., Fallon, P., Powlson, D.S., Batjes, N., Milne, E. & Cerri, C.C.** 2007. *Simulating SOC changes in 11 land use change chronosequences from the Brazilian Amazon with RothC and Century models*. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 122: 46-57.
- Chen S., Wang, W., Xu, W., Wang, Y., Wan, H., Chen D., Tang, Z., et al.** 2018. *Plant diversity enhances productivity and soil carbon storage*. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 115 (16): 4027-4032.
- Chevallier, T., Cournac, L., Bernoux, M., Cardinael, R., Cozzi, T., Girardin, C. & Chenu, C.** 2017. *Soil inorganic carbon and climate change in drylands*. *An*

- emerging issue? In: *Proceedings of the Global Symposium on Soil Organic Carbon*. FAO, Rome, Italy. pp. 482-485.
- Chiles, J.P. & Delfiner, P.** 1999. *Geostatistics—Modelling spatial uncertainty*. John Wiley & Sons, New York, 695 pp.
- 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., Crocker, G.J., Grace, P.R., Klír, J., Körschens, M., Poulton, P.R. & Richter, D.D.** 1997. Simulating trends in soil organic carbon in long-term experiments using RothC-26.3. *Geoderma*, 81: 29-44.
- Conant, R.T., Paustian, K. & Elliott, E.T.** 2001 Grassland management and conversion into grassland: effects on soil carbon. *Ecological Applications*, 11: 343-355. **Conant, R.T. & Paustian, K.** 2002. Potential soil carbon sequestration in overgrazed grassland ecosystems. *Global Biogeochemical Cycles*, 16: 1143.
- Conant, R.T.** 2010. *Challenges and opportunities for carbon sequestration in grassland systems: A technical report on grassland management and climate change mitigation (Plant-Production-and-Protection-Division, Ed.)*. FAO, Rome.
- Conant, R. T., Ogle, S. M., Paul, E. A. & Paustian, K.** 2011. Measuring and monitoring soil organic carbon stocks in agricultural lands for climate mitigation. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9: 169-173.
- Conrad, K.A., Dalal, R.C., Dalzell, S.A., Allen, D.E. & Menzies, N.W.** 2017. The sequestration and turnover of soil organic carbon in subtropical leucaena-grass pastures. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 248:38-47.
- Cresswell, H.P. & Hamilton, G.J.** 2002. Bulk density and pore space relations. In: McKenzie, N., Coughlan, K. & Cresswell, H. (Eds.) *Soil physical measurement and interpretation for land evaluation*. CSIRO Publishing: Melbourne. pp. 35-58.
- Creutin, J. & Obled, C.** 1982. Objective analysis and mapping techniques for rainfall fields. An objective comparison. *Water Resources Research*, 18: 413-431.
- Curran, P.J. & Atkinson, P.M.** 1998. Geostatistics and remote sensing. *Progress in Physical Geography*, 22: 61-78.
- 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.
- Dalal, R.C. & Mayer, R.J.** 1986. Long term trends in fertility of soils under continuous cultivation and cereal cropping in southern Queensland. II. Total organic carbon and its rate of loss from the soil profile. *Soil Research*, 24: 281-292.
- Dasog, G.S., Acton, D.F., Mermut, A.R. & Jong, E.D.** 1988. Shrink-swell potential and cracking in clay soils of Saskatchewan. *Canadian Journal of Soil Science*, 68: 251-260.
- Davidson, E.A. & Janssens, I.A.** 2006 Temperature sensitivity of soil carbon decomposition and feedbacks to climate change. *Nature*, 440: 165-73.

- Davis, M.R., Alves, B.J.R., Karlen, D.L., Kline, K.L., Galdos, M. & Abulebdeh, D.** 2018. Review of soil organic carbon measurement protocols: A US and Brazil comparison and recommendation. *Sustainability*, 10: 53
- Davison, B., Brunner, A., Ammann, C., Spirig, C., Jocher, M. & Neftel, A.** 2008. Cut-induced VOC emissions from agricultural grasslands. *Plant Biology*, 10: 76-85.
- Debreczeni, K. & Körschens, M.** 2003. Long-term field experiments of the world. *Archives of Agronomy and Soil Science*, 49: 465-483.
- de Gruijter, J.J., Brus, D., Bierkens, M. & Kotters, M.** 2006. Sampling for natural resource monitoring. Springer: Berlin.
- de Gruijter, J.J., McBratney, A.B., Minasny, B., Wheeler, I., Malone, B.P., Stockmann, U.** 2016. Farm-scale soil carbon auditing. *Geoderma*, 265: 120-130.
- De Pury, D.G.G. & Farquhar, G.D.** 1997. Simple scaling of photosynthesis from leaves to canopies without the errors of big-leaf models. *Plant, Cell and Environment*, 20 : 537-557.
- De Vos, B., Van Meirvenne, M., Quataert, P., Deckers, J. & Muys, B.** 2005. There are predictive quality of pedotransfer functions for estimating bulk density of forest soils. *Soil Science Society of America Journal*, 69: 500-510.
- Del Grosso, S.J., White, J.W., Wilson, G., Vandenberg, B., Karlen, D.L., Follett, R.F., Johnson, J.M., et al.** 2014. Introducing the GRACEnet/REAP data contribution, discovery, and retrieval system. *Journal of Environmental Quality*, 42: 1274-1280.
- Deinum, B.** 1985. Root mass of grass swards in different grazing systems. *Netherlands Journal of Agricultural Science*, 33: 377-384.
- Derner, J.D. & Schuman, G.E.** 2007. Carbon sequestration and rangelands: A synthesis of land management and precipitation effects. *Journal of Soil and Water Conservation*, 62: 77-85.
- Di Bella, C.E., Rodriguez, A.M., Jacobo, E., Golluscio, R.A. & Taboada, M.A.** 2015. Impact of cattle grazing on temperate coastal salt marsh soils. *Soil Use and Management*, 31: 299-307.
- Dignac, M.-F., Derrien, D., Barré, P., Barot, S., Cécillon, L., Chenu, C., Chevalier, T., et al.** 2017. Increasing soil carbon storage: mechanisms, effects of agricultural practices and proxies. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 37: 14.
- Donovan, P.** 2013. Measuring soil carbon change: A flexible, practical, local method [online]. [07 January 2019] <https://soilcarboncoalition.org/files/MeasuringSoil-CarbonChange.pdf>
- Dormaar, J., Johnston, A. & Smoliak, S.** 1977. Seasonal variation in chemical characteristics of soil organic matter of grazed and ungrazed mixed prairie and fescue grassland. *Journal of Range Management*, 30: 195-198.
- Dungait, J.A.J., Hopkins, D.W., Gregory, A.S. & Whitmore, A.P.** 2012. Soil organic matter turnover is governed by accessibility not recalcitrance. *Global Change Biology*, 18: 1781-1796.

- Easter, M., Paustian, K., Killian, K., Williams, S., Feng, T., Al-Adamat, R. & Cerri, C.E.P.** 2007. *The GEFSOC soil carbon modelling system: a tool for conducting regional-scale soil carbon inventories and assessing the impacts of land use change on soil carbon*. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 122: 13-25.
- Eisler, M.C. & Lee, M.R.F.** 2014. *Agriculture: Steps to sustainable livestock*. *Nature* 507: 32-34.
- Ellert, B.H. & Bettany, J.R.** 1995. *Calculation of organic matter and nutrients stored in soils under contrasting management regimes*. *Canadian Journal of Soil Science*, 75: 529-538.
- Ellert, B.H. & Rock, L.** 2008. *Stable Isotopes in Soil and Environmental Research*. In MR Carter & EG Gregorich (eds), *Soil Sampling and Methods of Analysis*, second edition. Taylor and Francis, pp. 693-711.
- Ellert, B.H.** 2001. *Measuring and comparing soil carbon storage*. In: Lal et al. (eds) *Assessment methods for soil carbon*. Lewis Publ. pp. 131-145
- Ehrhardt, F., Ehrhardt, F., Soussana, J.F., Bellocchi, G., Grace, P., McAuliffe, R., Recous, S., Sándor, R., Smith, P., Snow, V., de Antoni Migliorati, M., Basso, B., Bhatia, A., Brilli, L., Doltra, J., Dorich, C.D., Doro, L., Fitton, N., Giacomini, S.J., Grant, B., Harrison, M.T., Jones, S.K., Kirschbaum, M.U.F., Klumpp, K., Laville, P., Léonard, J., Liebig, M., Lieffering, M., Martin, R., Massad, R.S., Meier, E., Merbold, L., Moore, A.D., Myrgiotis, V., Newton, P., Pattey, E., Rolinski, S., Sharp, J., Smith, W.N., Wu, L. & Zhang, Q.** 2018. *Assessing uncertainties in crop and pasture ensemble model simulations of productivity and N₂O emissions*. *Global Change Biology* 24(2): e603-e616.
- Essington, M.E.** 2004. *Soil and water chemistry: an integrative approach*. CRC Press, New York. 534 pp.
- European Commission.** 2013. *Product Environmental Footprint (PEF) Guide. Annex II to the Recommendations of the Commission on the use of common methods to measure and communicate the life cycle environmental performance of products and organizations*. European Commission Joint Research Centre. Luxembourg, Publications Office of the European Union.
- European Commission.** 2006. *Thematic Strategy for Soil Protection. Communication from the Commission to the Council, the European Parliament, the Economic and Social Committee and the Committee of the Regions*. COM(2006)231 final. 231 pp.
- EU JRC.** 2010. *ILCD Handbook - General guide for life cycle assessment - Detailed guidance*. Publication Office of the European Union, Luxembourg.
- Falloon, P., Smith, P., Coleman, K. & Marshall, S.** 1998. *Estimating the size of the inert organic matter pool from total soil organic carbon content for use in the Rothamsted carbon model*. *Soil Biology and Biochemistry* 30: 1207-1211.
- 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.** 2002. *World Agriculture: Towards 2015/2030*. FAO, Rome, Italy.
- FAO.** 2006. *Guidelines for soil description. Fourth edition*. FAO, Rome, Italy.

- FAO. 2017a. *Proceedings of the Global Symposium on Soil Organic Carbon*. FAO, Rome, Italy.
- FAO. 2017b. *Soil Organic Carbon: the hidden potential*. FAO, Rome, Italy.
- FAO. 2019a. *Soil Classification - World Reference Base*. In: FAO Soils Portal [online]. Rome. [Cited 07 January 2019]. www.fao.org/soils-portal/soil-survey/soil-classification/en/
- FAO. 2019b. *Harmonized World Soil Database*. In: FAO, FAO Soils Portal [online]. Rome. [Cited 07 January 2019] www.fao.org/soils-portal/soil-survey/soil-maps-and-databases/harmonized-world-soil-database-v12/en/
- FAO. 2019c. *Global Soil Organic Carbon Map (GSOC)*. In: FAO Global Soil Partnership [online]. Rome. [Cited 07 January 2019] www.fao.org/global-soil-partnership/pillars-action/4-information-and-data/global-soil-organic-carbon-gsoc-map/en/
- FAO. 2019d. *CLIMWAT*. In: FAO Land & Water [online]. Rome. [Cited 07 January 2019] <http://www.fao.org/land-water/databases-and-software/climwat-for-cropwat/en/>
- Farquhar G.D., von Caemmerer S. & Berry J.A. 1980. A biochemical model of photosynthetic CO₂ assimilation in leaves of C₃ species. *Planta*, 149, 78-90.
- Fisher, M.J., Tao, I.M., Ayarza, M.A., Lascano, C.E., Sanz, J.I., Thomas, R.J. & Vera, R.R. 1994. Carbon storage by introduced deep-rooted grasses in the South American savannas. *Nature* 371: 236-238.
- Follett, R.F., Varvel, G.E., Kimble, J.M. & Vogel, K.P. 2009. No-till corn after brome grass: effect on soil carbon and soil aggregates. *Agronomy Journal*, 101: 261-268.
- Fontaine, S., Barot, S., Barré, P., Bdioui, N., Mary, B. & Rumpel, C. 2007. Stability of organic carbon in deep soil layers controlled by fresh carbon supply. *Nature*, 450: 277-281.
- Fornara, D.A. & Tilman, D. 2008. Plant functional composition influences rates of soil carbon and nitrogen accumulation. *Journal of Ecology*, 96: 314-322.
- Fornara, D.A., Wasson, E.-A., Christie, P. & Watson, C.J. 2016. Long-term nutrient fertilization and the carbon balance of permanent grassland: any evidence for sustainable intensification? *Biogeosciences*, 13: 4975-4984.
- Fornara, D.A., Olave, R., Burgess, P., Delmer, A., Upson, M., McAdam, J.H. 2017. Land use change and soil carbon pools: evidence from a long-term silvopastoral experiment. *Agroforestry Systems* doi: 10.1007/s10457-017-0124-3
- Foster, D., Swanson, F., Aber, J., Burke, I., Brokaw, N., Tilman, D. & Knapp, A. 2003. The importance of land-use legacies to ecology and conservation. *Bioscience*, 53: 77-88.
- Frank, A.B., Tanaka, D.L., Hofmann, L. & Follett R.F. 1995. Soil carbon and nitrogen of northern great plains grasslands as influenced by long-term grazing. *Journal of Range Management* 48, 470-474.

- Franko, U., Crocker, G.J., Grace, P.R., Klir, J., Körschens, M., Poulton, P.R. & Richter, D.D. 1997. Simulating trends in soil organic carbon in long-term experiments using the CANDY model. *Geoderma*, 81: 109-120.
- Gerber, P.J., Steinfeld, H., Henderson, B., Mottet, A., Opio, C., Dijkman, J., Falucci, A. & Tempio, G. 2013. Tackling climate change through livestock - A global assessment of emissions and mitigation opportunities. FAO, Rome. 115 pp.
- Gifford, R.M. & Roderick, M.L. 2003. Soil carbon stocks and bulk density: spatial or cumulative mass coordinates as a basis of expression? *Global Change Biology*, 9: 1507-1514.
- 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.
- Goglio, P., Smith, W.N., Grant, B.B., Desjardins, R.L., McConkey, B.G., Campbell, C.A. & Nemecek, T. 2015. Accounting for soil carbon changes in agricultural life cycle assessment (LCA): A review. *Journal of Cleaner Production*, 104: 23-39.
- Goidts, E., van Wesemael, B. & Crucifix, M. 2009. Magnitude and sources of uncertainties in soil organic carbon (SOC) stock assessments at various scales. *European Journal of Soil Science*, 60: 723-739.
- Goldin, A. 1987. Reassessing the use of loss-on-ignition for estimating organic matter content in noncalcareous soils. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 18: 1111-1116.
- Golluscio, R.A., Austin, A.T., García Martínez, G.C., Gonzalez-Polo, M., Sala, O.E. & Jackson, R.B. 2009. Sheep grazing decreases organic carbon and nitrogen pools in the Patagonian steppe: combination of direct and indirect effects. *Ecosystems* 12: 686-697.
- Goovaerts, P. 1997. *Geostatistics for Natural Resource Evaluation*. Oxford University Press, New York.
- Goovaerts, P. 1998. Geostatistical tools for characterizing the spatial variability of microbiological and physico-chemical soil properties. *Biology and Fertility of Soils*, 27: 315-334.
- Goovaerts, P. 1999. *Geostatistics in soil science: state-of-the-art and perspectives*. *Geoderma*, 89: 1-45.
- Grace, P.R., Antle, J., Aggarwal, P.K., Andren, O., Ogle, S., Conant, R., Longmire, J., Ashkalov, K., Baethgen W.E., Valdivia, R., Paustian, K. & Davison, J. 2004. Assessment of the costs and enhanced global potential of carbon sequestration in soil. International Energy Agency, IEA/CON/03/95. 130 pp.
- Grace, P.R., Ladd, J.N., Robertson, G.P. & Gage, S.H. 2006. SOCRATES—a simple model for predicting long-term changes in soil organic carbon in terrestrial ecosystems. *Soil Biology and Biochemistry*, 38: 1172-1176.
- Gregorich, E.G., Monreal, C.M. & Ellert, B.H. 1995. Turnover of soil organic matter and storage of corn residue carbon estimated from natural ^{13}C abundance. *Canadian Journal of Soil Science*, 75:161-167.

- Grigal, D.F. & Berguson, W.E.** 1998. Soil carbon changes associated with short-rotation systems. *Biomass and Bioenergy*, 14: 371-377.
- Grossman, R.B. & Reinsch, T.G.** 2002. Bulk density and linear extensibility. In: Dane, J.H. & Topp, G.C. (Eds.) *Methods of Soil Analysis, Part 4, Physical Methods*. Soil Science Society of America, Madison, USA. pp. 201-228.
- Grunewald, G., Kaiser, K., Jahn, R. & Guggenberger, G.** 2006. Organic matter stabilization in young calcareous soils as revealed by density fractionation and analysis of lignin derived constituents. *Organic Geochemistry*, 37: 1573-1589.
- Gu, B.H., Schmitt, J., Chen, Z., Liang, L. & McCarthy, J.F.** 1994. Adsorption and desorption of natural organic matter on iron-oxide-mechanisms and models. *Environmental Science and Technology*, 28: 38-46.
- Guest, G., Kröbel, R., Grant, B., Smith, W., Sansoulet, J., Pattey, E., Desjardins, R., Jégo, G., Tremblay, N. & Tremblay, G.** 2017. Model comparison of soil processes in eastern Canada using DayCent, DNDC and STICS. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 109(3): 211–232.
- Guo, L.B. & Gifford, R.M.** 2002. Soil carbon stocks and land use change: a meta-analysis. *Global Change Biology*, 8: 345-360.
- 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.
- Hansen, S., Abrahamsen, P., Petersen, C.T. & Styczen, M.** 2012. Daisy: Model use, calibration, and validation. *Transactions of the American Society of Agricultural and Biological Engineers*, 55: 1315-1333.
- Heile, S.G., Nair, V.D. & Ramachandran Nair, P.K.** 2010. Contribution of trees to carbon storage in soils of silvopastoral systems in Florida, USA. *Global Change Biology*, 16: 427-438.
- Hengl, T.** 2009. *A Practical Guide to Geostatistical Mapping*, 2nd ed. University of Amsterdam, Amsterdam.
- Hengl, T., Heuvelink, G.B.M., & Rossiter, D.G.** 2007. About regression kriging: from equations to case studies. *Computers & Geosciences*, 33 : 1301–1315.
- Hénin, S. & Dupuis, M.** 1945. Essai de bilan de la matière organique des sols. *Annales Agronomie*, 15: 17-29.
- Henry, M., Valentini, R. & Bernoux, M.** 2009. Soil carbon stocks in ecoregions of Africa, *Biogeosciences Discussions*, 6:797-823.
- Henry B., Butler D., Wiedemann S.** 2015. Quantifying carbon sequestration on land managed for sheep grazing in Australia in life cycle assessment studies. *Rangelands Journal*, 37: 379-388.
- Heuvelink, G.B.M. & Webster, R.** 2001. Modelling soil variation: past, present and future. *Geoderma*, 100: 269–301.
- Hobley, E. & Willgoose, G.** 2010. Measuring soil organic carbon stocks-issues and considerations. In: *Proceedings of the 19th World Congress of Soil Science: Soil solutions for a changing world*. Brisbane, Australia. IUSS, Vienna, Austria. pp. 62-65.

- Hoogmoed, M., Cunningham, S.C., Thomson, J.R., Baker, P.J., Beringer, J. & Cavagnaro, T.R.** 2012. Does afforestation of pastures increase sequestration of soil carbon in Mediterranean climates? *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 159: 176-183.
- Hoogsteen, M.J.J., Lantinga, E.A., Bakker, E.J., Groota, J.C.J. & Tittone, P.A.** 2015. Estimating soil organic carbon through loss on ignition: effects of ignition conditions and structural water loss. *European Journal of Soil Science*, 66: 320-328.
- Hooper, D.U., Chapin, F.S., Ewel, J.J., Hector, A., Inchausti, P., Lavorel, S., Lawton, J.H., Lodge, D.M., Loreau, M., Naeem, S., Schmid, B., Setälä, H., Symstad, A.J., Vandermeer, J. & Wardle, D.A.** 2005. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecological Monographs*, 75: 3-35.
- Hu, E., Babcock, E.L., Bialkowski, S.E., Jones, S.B. & Tuller, M.** 2014. Methods and techniques for measuring gas emissions from agricultural and animal feeding operations. *Critical Reviews in Analytical Chemistry*, 44, 200-219.
- Hüttel, R., Prechtel, A. & Bens, O.** 2008. Humusversorgung von Böden in Deutschland. Berlin. 203 pp. [accessed 07 January 2019] www.umweltbundesamt.de/publikationen/humusversorgung-von-boeden-in-deutschland.
- 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. & Tanabe, K. (Eds.). IGES, Japan.
- IPCC.** 2014. Climate Change 2014: Synthesis, Report Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Geneva, IPCC. 104 pp.
- Isbell, F., Adler, P.R., Eisenhauer, N., Fornara, D., Kimmel, K., Kremen, C., Letourneau, D.K., Liebman, M., Polley, H.W., Quijas, S. & Scherer-Lorenzen, M.** 2017. Benefits of increasing plant diversity in sustainable agroecosystems. *Journal of Ecology*, 105: 871-879.
- ISO.** 1993. ISO 11465: 1993 Soil quality - Determination of dry matter and water content on a mass basis - Gravimetric method. International Organization for Standardization (ISO). Geneva.
- ISO.** 2006. ISO: 14044:2006 Environmental management - Life cycle assessment - Requirements and guidelines. International Standardization Organization for Standardization (ISO). Geneva.
- ISO.** ISO 14067:2018 Greenhouse gases - Carbon footprint of products - Requirements and Guidelines for quantification. International Standardization Organization for Standardization (ISO). Geneva.
- ISO.** ISO 14064-1:2018 Greenhouse gases - Part 1: Specification with guidance at the organization level for quantification and reporting of greenhouse gas emissions

- and removals. International Standardization Organization for Standardization (ISO). Geneva.
- ISO/IEC.** 2017. *ISO/IEC 17025: 2017 - General requirements for the competence of testing and calibration laboratories*. International Standardization Organization for Standardization (ISO). Geneva.
- ISRIC.** 2019a. Solid Grids. In: *ISRIC World Soil Information* [online]. Wageningen [Cited 07 January 2019] https://www.soilgrids.org/#!/layer=TAXNWRB_250m&vector=1
- ISRIC.** 2019b. The World Soil Information Service (WoSIS). In: *ISRIC World Soil Information, WoSIS Soil Profile Database* [online]. Wageningen. [Cited 07 January 2019] <https://www.isric.org/explore/wosis>
- ISRIC.** 2019c. Accessing WoSIS-derived datasets. In: *ISRIC World Soil Information, WoSIS Soil Profile Database* [online]. Wageningen. [Cited 07 January 2019] <https://www.isric.org/explore/wosis/accessing-wosis-derived-datasets>
- IUSS.** 2019. Digital Soil Mapping. In: *International Union of Soil Sciences (IUSS)* [online]. Aarhus. [Cited 07 January 2019] www.digitalsoilmapping.org
- Ive, J. & Ive, R.** 2007. Achieving production and environmental benefits in a challenging landscape. In: Garden, D., Dove, H. & Bolger, T. (Eds.) *Proceedings of the 22nd Annual Conference of the Grassland Society of NSW*. Queanbeyan, NSW. pp. 26-33.
- Jansson, C., Wulfschleger, S., Kalluri, U. & Tuskan, G.** 2010. Phytosequestration: Carbon biosequestration by plants and the prospects of genetic engineering. *Bio-science*, 60: 685-696.
- Jantalia, J.P., Resck, D.V.S., Alves, B.J.R., Zotarelli, L., Urquiaga, S. & Boddey, R.M.** 2007. Tillage effect on C stocks of a clayey Oxisol under a soybean-based crop rotation in the Brazilian Cerrado region. *Soil and Tillage Research*, 95: 97-109.
- Jenkinson, D.S., Andrew, S.P.S., Lynch, J.M., Goss, M.J. & Tinker, P.B.** 1990. The turnover of organic carbon and nitrogen in soil. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, 329: 361-368.
- Jenkinson, D.S., Meredith, J., Kinyamario, J.I., Warren, G.P., Wong, M.T.F., Harkness, D.D., Bol, R. & Coleman, K.** 1999. Estimating net primary production from measurements made on soil organic matter. *Ecology*, 80: 2762-2773.
- 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.
- Jobbágy, E.G. & Jackson, R.** 2000. The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. *Ecological Applications*, 10: 423-436.
- Johnson, I.R., Chapman D.F., Snow V.O., Eckard R.J., Parsons A.J., Lambert M.G. & Cullen B.R.** 2008. DairyMod and EcoMod: biophysical pasture-simulation models for Australia and New Zealand. *Australian Journal of Experimental Agriculture*, 48: 621-631.

- Jones, M. & Donnelly, A.** 2004. Carbon sequestration in temperate grassland ecosystems and the influence of management, climate and elevated CO₂. *New Phytologist*, 164: 423-439.
- Jones, J.W., Hoogenboom, G., Porter, C.H., Boote, K.J., Batchelor, W.D., Hunt, L.A., & Ritchie, J.T.** 2003. The DSSAT cropping system model. *European Journal of Agronomy* 18, 235-265.
- Juston, J., Andrén, O., Kätterer, T. & Jansson, P.E.** 2010. Uncertainty analyses for calibrating a soil carbon balance model to agricultural field trial data in Sweden and Kenya. *Ecological Modelling*, 221: 1880-1888.
- Kaiser, K. & Guggenberger, G.** 2000. The role of DOM sorption to mineral surfaces in the preservation of organic matter in soils. *Organic Geochemistry*, 31: 711-725.
- Kamoni, P.T., Gicheru P.T., Wokabi S.M., Easter M., Milne E., Coleman K., Falloon P. & Paustian K.** 2007. Predicted soil organic carbon stocks and changes in Kenya between 1990 and 2030. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 122: 105-113.
- Kätterer, T., Bolinder, M., Berglund, K. & Kirchmann, H.** 2012. Strategies for carbon sequestration in agricultural soils in northern Europe. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section A–Animal Science*, 62: 181-198.
- Kelleher, B.P. & Simpson, A.J.** 2006. Humic Substances in Soils: Are They Really Chemically Distinct? *Environmental Science and Technology*, 40: 4605-4611.
- Kirkby, C.A., Richardson, A.E., Wade, L.J., Batten, G.D., Blanchard, C. & Kirkegaard J.A.** 2013 Carbon-nutrient stoichiometry to increase soil carbon sequestration. *Soil Biology and Biochemistry*, 60: 77–86.
- Klesta, E.J. & Bartz, J.K.** 1996. Quality Assurance and Quality Control. In: Sparks, D.L. et al. (Eds) *Methods of Soil Analysis, Part 3, Chemical Methods*. SSSA/ASA Madison, Wisconsin, USA, pp. 19-48.
- Klumpp, K., Tallec, T., Guix, N. & Soussana, J.-F.** 2011. Long-term impacts of agricultural practices and climatic variability on carbon storage in a permanent pasture. *Global Change Biology*, 17: 3534-3545.
- Klimeš, L. & Klimešová, J.** 2002 The effects of mowing and fertilization on carbohydrate reserves and regrowth of grasses: do they promote plant coexistence in species-rich meadows? *Ecology and Evolutionary Biology of Clonal Plants*, 15 (4-6): 363–382.
- 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.
- Knops, J.M.H. & Bradley, K.L.** 2009. Soil carbon and nitrogen accumulation and vertical distribution across a 74-year chronosequence. *Soil Science Society of America Journal*, 73: 2096-2104.
- Koellner, T., de Baan, L., Beck, T., Brandão, M., Civit, B., Goedkoop, M., Margni, M., Milà i Canals, Ll., Müller-Wenk, R., Weidema, B. & Wittstock, B.** 2012. Principles for life cycle inventories of land use on a global scale. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 18: 1-13.

- Koellner, T., de Baan, L., Beck, T., Brandão, M., Civit, B., Margni, M., Milà i Canals, L., Saad, R., & Maia de Souza, D. 2013 *UNEP-SETAC guideline on global land use impact assessment on biodiversity and ecosystem services in LCA. The International Journal of Life Cycle Assessment*, 18: 1188-1202.
- Kramberger, B., Podvršnik, M., Gselman, A., Šuštar, V., Kristl, J., Muršec, M., Lešnik, M. & Škorjanc, D. 2015. The effects of cutting frequencies at equal fertiliser rates on bio-diverse permanent grassland: Soil organic C and apparent N budget. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 212: 13-20.
- Kravchenko, A. N. & Robertson, G.P. 2011. Whole-profile soil carbon stocks: The danger of assuming too much from analyses of too little. *Soil Science Society of America Journal*, 75: 235-240.
- Kröbel, R., Bolinder, M.A., Janzen, H.H., Little, S.M., Vandenbygaart, A.J. & Kätterer T. 2016. Canadian farm-level soil carbon change assessment by merging the greenhouse gas model Holos with the Introductory Carbon Balance Model (ICBM). *Agricultural Systems*, 143: 76-85.
- Kuzyakov, Y., Friedel, J.K. & Stahr, K. 2000. Review of mechanisms and quantification of priming effects. *Soil Biology & Biochemistry*, 32: 1485–1498.
- Kwon, H. & Grunwald, S. 2015. Inverse modeling of CO₂ evolved during laboratory soil incubation to link modeled pools in CENTURY with measured soil properties. *Soil Science* 180, 28-32.
- Lagacherie, P. & McBratney, A.B. 2006. Spatial soil information systems and spatial soil inference systems: perspectives for digital soil mapping. In: Lagacherie, P., McBratney, A.B. & Voltz M. (Eds.) *Developments in soil science*. Elsevier. pp. 3-22.
- Laganière, J., Angers, D.A. & Paré, D. 2010. Carbon accumulation in agricultural soils after afforestation: a meta-analysis. *Global Change Biology*, 16: 439-453.
- Lam, N.S. & Quattrochi, D.A. 1992. On the issues of scale, resolution and fractal analysis in the mapping sciences. *Professional Geographer*, 44: 88-98.
- Laslett, G.M., McBratney, A.B., Pahl, P.J. & Hutchison, M.F. 1987. Comparison of several spatial methods for soil pH. *European Journal of Soil Science*, 38, 325-341.
- Lehmann, J. & Kleber, M. 2016. The contentious nature of soil organic matter. *Nature*, 528: 60-68.
- Leifeld, J., Ammann, C., Neftel, A. & Fuhrer, J. 2011. A comparison of repeated soil inventory and carbon flux budget to detect soil carbon stock changes after conversion from cropland to grasslands. *Global Change Biology*, 17: 3366-3375.
- Leifeld, J., Meyer, S., Budge, K., Sebastia, M.T., Zimmermann, M. & Fuhrer, J. 2015. Turnover of grassland roots in mountain ecosystems revealed by their radiocarbon signature: role of temperature and management. *PloS ONE* 10, e0119184.
- Leinweber, P., Schulten, H.R. & Körschens, M. 1994. Seasonal variations of soil organic matter in a long-term agricultural experiment. *Plant and Soil*, 160: 225-235.

- Li, C.** 1996. *The DNDC model*. In: *Evaluation of soil organic matter models*. Springer Berlin Heidelberg. pp. 263-267.
- Li, C., Salas, W., Zhang, R., Krauter, C., Rotz, A. & Mitloehner, F.** 2012. *Manure-DNDC: a biogeochemical process model for quantifying greenhouse gas and ammonia emissions from livestock manure systems*. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 93: 163–200.
- Liski, J., Palosuo, T., Peltoniemi, M. & Sievänen, R.** 2005. *Carbon and decomposition model Yasso for forest soils*. *Ecological Modelling*, 189: 168-182.
- Little, S.M., Benchaar, C., Janzen, H.H., Kröbel, R., McGeough, E.J. & Beauchemin, K.A.** 2017. *Demonstrating the effect of forage source on the carbon footprint of a Canadian dairy farm using whole-systems analysis and the Holos model: Alfalfa silage vs. Corn silage*. *Climate* 5, 87.
- 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.
- Loeppert, R.H. & Suarez, D.L.** 1996. *Carbonate and gypsum*. In: Sparks, D.L. et al. (Eds) *Methods of soil analysis, Part 3, Chemical methods*. SSSA Book Series, SSSA/ASA, Madison, Wisconsin, USA. pp. 437-474.
- López-Granados, F., Jurado-Expósito, M., Peña-Barragán, J.M. & García-Torres L.** 2005. *Using geostatistical and remote sensing approaches for mapping soil properties*. *European Journal of Agronomy*, 23: 279-289.
- López-Mársico, L., Altesor, A., Oyarzabal, M., Baldassini, P. & Paruelo, J.M.** 2015. *Grazing increases below-ground biomass and net primary production in a temperate grassland*. *Plant and Soil*, 392: 155-162.
- Lorenz, K. & Lal, R.** 2005. *The depth distribution of soil organic carbon in relation to land use and management and the potential of carbon sequestration in subsoil horizons*. *Advances in Agronomy*, 88: 35-66.
- Lucà, F., Conforti, M., Castrignanò, A. M., Matteucci, G. & Buttafuoco, G.,** 2017. *Effect of calibration set size on prediction at local scale of soil carbon by Vis-NIR spectroscopy*. *Geoderma*, 288: 175-183.
- Luo, Y., Ahlström, A.D., Allison S., Batjes N., Brovkin V., Carvalhais N., Chappell A., Ciais P., Davidson E., Finzi A., Georgiou K., Guenet B., Hararuk O., Harden J., He Y., Hopkins F., Jiang L., Koven C., B. Jackson R. & Zhou T.** 2016. *Towards more realistic projections of soil carbon dynamics by earth system models*. *Global Biogeochemical Cycles*, 30: 40-56.
- Mäkipää, R., Lehtonen, A. & Peltoniemi, M.** 2008. *Monitoring carbon stock changes in European forests using forest inventory data*. In: Dolman, A.J., Valentini, R. & Freibauer, A. (Eds.) *The Continental-scale greenhouse gas balance of Europe*. Springer, Berlin. pp. 191-210.
- Mäkipää, R., Liski, J., Guendehou, S., Malimbwi, R. & Kaaya, A.** 2012. *Soil carbon monitoring using surveys and modelling - General description and application in the United Republic of Tanzania*. In: *Soil carbon monitoring based on repeated measurements*. FAO Forestry Paper 168, pp. 5-13.

- 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.
- Maillard, É. & Angers, D.A.** 2014. Animal manure application and soil organic carbon stocks: a meta-analysis. *Global Change Biology*, 20: 666-679.
- Maillard, É., McConkey, B.G. & Angers, D.A.** 2017. Increased uncertainty in soil carbon stock measurement with spatial scale and sampling profile depth in world grasslands: A systematic analysis. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 236: 268-276.
- Malone, B.P., McBratney, A.B., Minasny, B. & Wheeler, I.** 2012. A general method for downscaling earth resource information. *Computers & Geosciences*, 41: 119-125.
- Malone, B., Hedley, C., Roudier, P., Minasny, B., McBratney, A. & Jones, E.** 2018. Feasibility of stratified random sampling of downscaled national soil carbon mapping for auditing on-farm carbon stocks: examples from Australia and New Zealand. *Geoderma Regional*, 13: 1-14.
- Manzoni, S. & Porporato, A.** 2009. Soil carbon and nitrogen mineralization: theory and models across scales. *Soil Biology and Biochemistry*, 41: 1355-1379.
- Manzoni, S., Taylor, P., Richter, A., Porporato, A. & Ågren, G.I.** 2012. Environmental and stoichiometric controls on microbial carbon-use efficiency in soils. *New Phytologist* 196, 79-91.
- Marchetti, A., Piccini, C., Francaviglia, R., Santucci, S. & Chiuchiarelli, I.** 2008. Evaluation of soil organic matter content in Teramo province, Central Italy. *Advances in Geoecology*, 39: 345-356.
- Marschner, B., Brodowski, S., Dreves, A., Gleixner, G., Gude, A., Grootes, P.M., Hamer, U., Heim, A., Jandl, G., Ji, R., Kaiser, K., Kalbitz, K., Kramer, C., Leinweber, P., Rethemeyer, J., Schäffer, A., Schmidt, M.W.I., Schwark, L. & Wiesenberger, G.L.B.** 2008. How relevant is recalcitrance for the stabilization of organic matter in soils? *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 171: 91-110.
- Martí-Roura, M., Casals, P. & Romanyà, J.** 2011. Temporal changes in soil organic C under Mediterranean shrublands and grasslands: impact of fire and drought. *Plant and Soil*, 338: 289-300.
- 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.
- Martinsen, V., Mulder, J., Austrheim, G. & Mysterud, A.** 2011. Carbon storage in low-alpine grassland soils: effects of different grazing intensities of sheep. *European Journal of Soil Science*, 62: 822-833.
- Masoom, H., Courtier-Murias, D., Farooq, H., Soong, R., Kelleher, B.P. Zhang, C., Maas, W.E., Fey, M., Kumar, R., Monette, M., Stronks, H.J., Simpson, M.J. & Simpson, A.J.** 2016. Soil organic matter in its native state: unravelling the most

- complex biomaterial on Earth. *Environmental Science and Technology*, 50: 1670–1680.
- McBratney, A.B., Mendonca Santos, M.L. & Minasny, B.** 2003. On digital soil mapping. *Geoderma*, 117: 3-52.
- McBratney, A.B., Odeh, I.O.A., Bishop, T., Dunbar, M. & Shatar, T.** 2000. An overview of pedometric techniques for use in soil survey. *Geoderma*, 97: 293–327.
- McCown, R.L., Hammer, G.L., Hargreaves, J.N.G., Holzworth, D.P. & Freebairn, D.M.** 1996. APSIM: a novel software system for model development, model testing and simulation in agricultural systems research. *Agricultural Systems*, 50: 255-271.
- McNally, S. R., Laughlin, D. C., Rutledge, S., Dodd, M. B., Six, J., & Schipper, L. A.** 2015. Root carbon inputs under moderately diverse sward and conventional ryegrass-clover pasture: implications for soil carbon sequestration. *Plant and Soil*, 392: 289-299.
- McSherry, M.E. & Ritchie, M.E.** 2013. Effects of grazing on grassland soil carbon: a global review. *Global Change Biology*, 19: 1347-1357.
- Michalzik, B., Kalbitz, K., Park, J.H., Solinger, S. & Matzner, E.** 2001. Fluxes and concentrations of dissolved organic carbon and nitrogen—a synthesis for temperate forests. *Biogeochemistry*, 52: 173-205.
- Milne, E., Al-Adamat, R., Batjes, N.H., Bernoux, M., Bhattacharyya, T., Cerri, C.C. & Feller, C.** 2007. National and sub-national assessments of soil organic carbon stocks and changes: the GEFSOC modelling system. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 122: 3-12.
- Minasny, B., McBratney, A.B., Malone, B.P. & Wheeler, I.** 2013. Digital mapping of soil carbon. *Advances in Agronomy*, 118: 1-47.
- 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.
- Mitchell, E., Scheer, C., Rowlings, D. W., Conant, R. T., Cotrufo, M. F., van Delden, L. & Grace, P. R.** 2016. The influence of above-ground residue input and incorporation on GHG fluxes and stable SOM formation in a sandy soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 101: 104-113.
- Montagnini, F. & Nair, P.K.R.** 2009. Carbon sequestration: An underexploited environmental benefit of agroforestry systems. *Agroforestry Systems*, 61: 281-295.
- Mosquera-Losada, M.R., McAdam, J.H., Romero-Franco, R., Santiago-Freijanes, J.J. & Rigueiro-Rodríguez, A.** 2009. Definitions and components of agroforestry practices in Europe. In: Rigueiro-Rodríguez, A., McAdam, J. & Mosquera-Losada, M.R. (Eds.) *Agroforestry in Europe - Current Status and Future Prospects*. Springer Science + Business Media B.V., Dordrecht. pp. 3-19.

- Müller-Wenk, R. & Brandão, M.** 2010 Climatic impact of land use in LCA—carbon transfers between vegetation soil and air. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 15: 172–182.
- Muneer, M., & Oades, J.M.** 1989. The role of Ca-organic interactions in soil aggregate stability. III. Mechanisms and models. *Soil Research*, 27: 411–423.
- Murphy, B., Badgery, W., Simmons, A., Rawson, A., Warden, E. & Andersson, K.** 2013. Soil testing protocols at the paddock scale for contracts and audits - Market-based instrument for soil carbon. New South Wales Department of Primary Industries, Australia.
- Nagelkerke, N.J.D.** 1991. A note on a general definition of the coefficient of determination. *Biometrika*, 78: 691–692.
- Nash, J.E. & Sutcliffe, J.V.** 1970. River flow forecasting through conceptual models part I — A discussion of principles. *Journal of Hydrology*, 10: 282–290.
- Nelson, D.W. & Sommers, L.E.** 1996. Total carbon, organic carbon, and organic matter. In: Sparks, D.L., et al. (Eds.) *Methods of soil analysis. Part 3. Chemical Methods*, SSSA Book Series No. 5, SSSA and ASA, Madison, WI. pp. 961–1010.
- Nemo, Klumpp, K., Coleman, K., Dondini, M., Goulding, K., Hastings, A., Jones, M.B., Leifeld, J., Osborne, B., Saunders, M., Scott, T., The, Y. A. & Smith, P.** 2017. Soil organic carbon (SOC) equilibrium and model initialisation methods: an application to the Rothamsted carbon (RothC) model. *Environmental Modeling and Assessment*, 22: 215–229.
- Nijdam, D., Rood, T. & Westhoek, H.** 2012. The price of protein: Review of land use and carbon footprints from life cycle assessments of animal food products and their substitutes. *Food Policy*, 37: 760–770.
- Niklaus, P.A., Kandeler, E., Leadley, P.W., Schmid, B., Tscherko, D. & Körner, C.** 2001. A link between plant diversity, elevated CO₂ and soil nitrate. *Oecologia*, 127: 540–548.
- Nishina, K., Ito, A., Falloon, P., Friend, A.D., Beerling, D.J., Ciais, P., Clark, D.B., Kahana, R., Kato, E., Lucht, W., Lomas, M., Pavlick, R., Schaphoff, S., Warszawski, L. & Yokohata, T.** 2015. Decomposing uncertainties in the future terrestrial carbon budget associated with emission scenarios, climate projections, and ecosystem simulations using the ISI-MIP results. *Earth System Dynamics*, 6: 435–445.
- 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. Soil spectroscopy: An alternative to wet chemistry for soil monitoring. In: Sparks, D.L. (Ed) *Advances in Agronomy*. Academic Press. pp. 139–159.
- Nortcliff, S.** 1978. Soil variability and reconnaissance soil mapping: a statistical study in Norfolk. *Journal of Soil Science*, 29: 403–418.

- Odeh I.O.A., McBratney A.B., & Chittleborough D.J.** 1994. Spatial prediction of soil properties from landform attributes derived from a digital elevation model. *Geoderma*, 63: 197–214.
- Ogle, S.M., Breidt, F.J., Easter, M., Williams, S. & Paustian, K.** 2007. An empirically based approach for estimating uncertainty associated with modelling carbon sequestration in soils. *Ecological Modelling*, 205: 453–463.
- Ogle, S.M., Jay Breidt, F., Easter, M., Williams, S., Killian, K. & Paustian, K.** 2010. Scale and uncertainty in modelled soil organic carbon stock changes for US croplands using a process-based model. *Global Change Biology*, 16: 810–822.
- Ogle, S.M., Conant, R.T. & Paustian, K.** 2004. Deriving grassland management factors for a carbon accounting method developed by the intergovernmental panel on climate change. *Environmental Management*, 33: 474–484.
- Oldeman, L.R.** 1994. The global extent of soil degradation. In: Greenland, D.J. & Szabolcs, I. (Eds.) *Soil resilience and sustainable use*, CAB International, Wallingford, UK, pp. 99–118.
- Oliveira, J.M., Madari, B.E., Carvalho, M.T.M., Assis, P.C.R., Silveira, A.L.R., Lima, M.L., Wruck, F.J., Medeiros, J.C. & Machado, P.L.O.A.** 2017. Integrated farming systems for improving soil carbon balance in the southern Amazon of Brazil. *Regional Environmental Change*, 18: 105–116.
- Opio, C., Gerber, P. & Steinfeld, H.** 2011. Livestock and the environment: addressing the consequences of livestock sector growth. *Advances in Animal Biosciences*, 2: 601–607.
- Oreskes, N., Shrader-Frechette, K. & Belitz, K.** 1994. Verification, validation, and confirmation of numerical models in the earth sciences. *Science*, 263: 641–646.
- Orgill, S.E., Condon, J.R., Conyers, M.K., Greene, R.S.B., Morris, S.G. & Murphy, B.W.** 2014. Sensitivity of soil carbon to management and environmental factors within Australian perennial pasture systems. *Geoderma*, 214: 70–79.
- Parton, W.J.** 1996. The CENTURY model. In: Powlson, D.S., Smith, P. & Smith, J.U. (Eds.) *Evaluation of soil organic matter models*. NATO ASI Series (Series I: Global Environmental Change), Vol. 38. Springer, Berlin, Heidelberg. pp. 283–291.
- Parton, W.J., Scurlock, J.M.O., Ojima, D.S., Schimel, D.S., Hall, D.O. & Scopegram Group Members** 1995. Impact of climate change on grassland production and soil carbon worldwide. *Global Change Biology*, 1: 13–22.
- PAS.** 2011. PAS 2050: 2011. Specification for the assessment of the life cycle greenhouse gas emissions of goods and services. British Standards (BSI). 38 pp.
- Paul, E.A., Follett, R.F., Leavitt, S.W., Halvorson, A., Peterson, G.A. & Lyon, D.J.** 1997. Radiocarbon dating for determination of soil organic matter pool sizes and dynamics. *Soil Science Society of America Journal*, 61: 1058–1067.
- Paul, E.A.** 2007. *Soil Microbiology, Ecology and Biochemistry*. Third edition. Academic Press. 532 pp.
- Paustian, K., Parton, W.J. & Persson, J.** 1992. Modeling soil organic matter in organic-amended and nitrogen-fertilized long-term plots. *Soil Science Society of America Journal*, 56: 476–488.

- Paustian, K., Lehmann, J., Ogle, S., Reay, D., Robertson, G. P. & Smith, P.** 2016. Climate-smart soils. *Nature*, 532: 49-57.
- Pei, S., Fu, H. & Wan, C.** 2008. Changes in soil properties and vegetation following exclosure and grazing in degraded Alxa desert steppe of Inner Mongolia, China. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 124: 33-39.
- Pellerin, S., Bamière, L., Angers, D., Béline, F., Benoît, M., Butault, J.P., Chenu, C., Colnenne-David, C., De Cara, S., Delame, N., Doreau, M., Dupraz, P., Faverdin, P., Garcia-Launay, F., Hassouna, M., Hénault, C., Jeuffroy, M.H., Klumpp, K., Metay, A., Moran, D., Recous, S., Samson, E., Savini, I. & Pardon, L.** 2013. Optimisation of grassland management. In: *How can French agriculture contribute to reducing greenhouse gas emissions? Abatement potential and cost of ten technical measures*. INRA, France. 92 pp.
- Peltoniemi, M., Palosuo, T., Monni, S. & Mäkipää, R.** 2006. Factors affecting the uncertainty of sinks and stocks of carbon in Finnish forests soils and vegetation. *Forest Ecology and Management*, 232: 75-85.
- Peng, C., Apps, M.J., Prince, D.T., Nalder, I.A. & Halliwell, D.H.** 1998. Simulating carbon dynamics along the Boreal Forest Transect Case Study BFTCS in central Canada. 1. Model testing. *Global Biogeochemical Cycles*, 12: 381-392.
- Périeré, C. & Ouimet, R.** 2008. Organic carbon, organic matter and bulk density relationships in boreal forest soils. *Canadian Journal of Soil Science*, 88: 315-325.
- Petersen, B.M., Knudsen M., Hermansen J.E. & Halberg, N.** 2013. An approach to include soil carbon changes in life cycle assessments. *Journal of Cleaner Production*, 52: 217-224.
- Petri, M., Batello, C., Villani, R. & Nachtergaele, F.** 2010. Carbon status and carbon sequestration potential in the world's grasslands. In: *Abberton, M., Conant, R. & Batello, C. (Eds.) Grassland carbon sequestration: management, policy and economics*. FAO, Rome. pp. 19-31.
- Piñeiro, G., Paruelo, J.M. & Oesterheld, M.** 2006. Potential long-term impacts of livestock introduction on carbon and nitrogen cycling in grasslands of Southern South America. *Global Change Biology*, 12: 1267-1284.
- Piñeiro, G., Paruelo, J.M., Oesterheld, M. & Jobbágy, E.G.** 2010. Pathways of grazing effects on soil organic carbon and nitrogen. *Rangeland Ecology and Management*, 63: 109-119.
- Ping, J.L. & Dobermann, A.** 2006. Variation in the precision of soil organic carbon maps due to different laboratory and spatial prediction methods. *Soil Science*, 171: 374-387.
- Pitard, F.F.** 1993. *Pierre Gy's sampling theory and sampling practice: heterogeneity, sampling correctness, and statistical process control*. CRC press.
- Poeplau, C.** 2016. Estimating root: shoot ratio and soil carbon inputs in temperate grasslands with the RothC model. *Plant and Soil*, 407: 293-305.
- Poeplau, C. & Don, A.** 2013. Sensitivity of soil carbon stocks and fractions to different land-use changes across Europe. *Geoderma*, 192: 189-201.

- Poeplau, C., Don, A., Vesterdal, L., Leifeld, J., VanWesemael, B., Schumacher, J. & Gensior, A.** 2011. Temporal dynamics of soil organic carbon after land-use change in the temperate zone - carbon response functions as a model approach. *Global Change Biology*, 17: 2415-2427.
- 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.
- Poulton, P., Johnston, J., Macdonald, A., White, R. & Powlson, D.** 2018. Major limitations to achieving “4 per 1000” increases in soil organic carbon stock in temperate regions: Evidence from long-term experiments at Rothamsted Research, United Kingdom. *Global Change Biology*, 24(6): 2563-2584
- Powlson, D.S., Whitmore, A.P. & Goulding, K.W.T.** 2011. Soil carbon sequestration to mitigate climate change: a critical re-examination to identify the true and the false. *European Journal of Soil Science*, 62: 42-55.
- Pribyl D.W.** 2010. A critical review of the conventional SOC to SOM conversion factor. *Geoderma*, 156 (3-4): 75-83.
- Pringle, M.J., Allen, D.E., Dalal, R.C., Payne, J.E., Mayer, D.G., O'Reagain, P. & Marchant, B.P.** 2011. Soil carbon stock in the tropical rangelands of Australia: Effects of soil type and grazing pressure, and determination of sampling requirement. *Geoderma*, 167-168: 261-273.
- Rakovský, J., Ermák, P., Musset, O. & Veis, P.** 2014. A review of the development of portable laser induced breakdown spectroscopy and its applications. *Spectrochimica Acta Part B: Atomic Spectroscopy*, 101: 269-287.
- Rasmussen, C., Torn, M.S. & Southard, R.J.** 2005. Mineral assemblage and aggregates control carbon dynamics in a California conifer forest. *Soil Science Society of America Journal*, 69: 1711-1721.
- Rasse, D.P., Li, J. & Drake, B.G.** 2003. Carbon dioxide assimilation by a wetland sedge canopy exposed to ambient and elevated CO₂: measurements and model analysis. *Functional Ecology*, 17: 222-230.
- Rasse, D.P., Nemry, B. & Ceulemans, R.** 2001. Stand-thinning effects on C fluxes in 20th and 21st-century Scots pine forests: a sensitivity analysis with ASPECTS. Workshop IEFC, Bordeaux France, 7 - 9 September 2000. *European Forest Institute Proceedings*, pp. 18-30.
- Reeder, J.D., Schuman, G.E.** 2002. Influence of livestock grazing on C sequestration in semi-arid mixed-grass and short-grass rangelands. *Environmental Pollution*, 116: 457-463.
- Reeder, J.D., Schuman, G.E., Morgan, J.A. & Lecain, D.R.** 2004. Response of organic and inorganic carbon and nitrogen to long-term grazing of the short grass steppe. *Environmental Management*, 33: 485-495.
- Reeves III, J.B.** 2010. Near- versus mid-infrared diffuse reflectance spectroscopy for soil analysis emphasizing carbon and laboratory versus on-site analysis: Where are we and what needs to be done? *Geoderma*, 158: 3-14.

- Refsgaard, J.C. & Henriksen, H.J. 2004. *Modelling guidelines - Terminology and guiding principles*. *Advances in Water Resources*, 27: 71-82.
- Refsgaard, J.C., Henriksen, H.J., Harrar, W.G., Scholten, H. & Kassahun, A. 2005. *Quality assurance in model based water management - review of existing practice and outline of new approaches*. *Environmental Modelling and Software*, 20: 1201-1215.
- Reichstein, M., Falge, E., Baldocchi, D., Papale, D., Aubinet, M., Berbigier, P., Bernhofer, C., Buchmann, N., Gilmanov, T., Granier, A., Grünwald, T., Havrankova, K., Ilvesniemi, H., Janous, D., Knohl, A., Laurila, T., Lohila, A., Loustau, D., Matteucci, G., Meyers, T., Miglietta, F., Ourcival, J.M., Pump-anen, J., Rambal, S., Rotenberg, E., Sanz, M., Tenhunen, J., Seufert, G., Vaccari, F., Vesala, T., Yakir, D. & Valentini, R. 2005. *On the separation of net ecosystem exchange into assimilation and ecosystem respiration: review and improved algorithm*. *Global Change Biology*, 11: 1424-1439.
- Ren, C.Y., Wang, Z.M., Song, K.S., Zhang, B., Liu, D.W., Yang, G.A. & Liu, Z.M. 2011. *Spatial variation of soil organic carbon and its relationship with environmental factors in the farming-pastoral ecotone of northeast china*. *Fresenius Environmental Bulletin*, 20: 253-261.
- Ren, X., He, H., Moore, D.J.P., Zhang, L., Liu, M., Li, F., Yu, G. & Wang, H. 2013. *Uncertainty analysis of modeled carbon and water fluxes in a subtropical coniferous plantation*. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 118: 1674-1688.
- Ricciuto, D.M., Butler, M.P., Davis, K.J., Cook, B.D., Bakwin, P.S., Andrews, A. & Teclaw, R.M. 2008. *Causes of interannual variability in ecosystem-atmosphere CO₂ exchange in a northern Wisconsin forest using a Bayesian model calibration*. *Agricultural and Forest Meteorology*, 148: 309-327.
- Riedo, M., Grub, A., Rosset, M. & Fuhrer, J. 1998. *A pasture simulation model for dry matter production, and fluxes of carbon, nitrogen, water and energy*. *Ecological Modelling*, 105: 141-183.
- Riedo, M., Gyalistras, D., & Fuhrer, J. 2000. *Net primary production and carbon stocks in differently managed grasslands: simulation of site-specific sensitivity to an increase in atmospheric CO₂ and to climate change*. *Ecological Modelling*, 134: 207-227.
- Ripple, W.J., Smith, P., Haberl, H., Montzka, S.A., Mcalpine, C. & Boucher, D.H. 2014. *Ruminants, climate change and climate policy*. *Nature Climate Change*, 4: 2-5.
- Roscoe, R., Buurman, P., Velthorst, E.J. & Vasconcellos, C.A. 2001. *Soil organic matter dynamics in density and particle size fractions as revealed by the ¹³C:¹²C isotopic ratio in a Cerrado's oxisol*. *Geoderma*, 104: 185-202.
- 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.

- Rumpel, C., Crème, A., Ngo, P. T., Velásquez, G., Mora, M. L. & Chabbi, A.** 2015. The impact of grassland management on biogeochemical cycles involving carbon, nitrogen and phosphorus. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 15: 353-371.
- Salazar, O., Casanova, M. & Kätterer, T.** 2011. The impact of agroforestry combined with water harvesting on soil carbon and nitrogen stocks in central Chile evaluated using the ICBM/N model. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 140, 123-136.
- Schlesinger, W.H. & Bernhardt, E.S.** 2013. *Biogeochemistry: an analysis of global change*. Third Edition. Academic Press, New York.
- Schmidt, M.W., Torn, M.S., Abiven, S., Dittmar, T., Guggenberger, G., Janssens, I.A., Kleber, M., Kögel-Knabner, I., Lehmann, J., Manning, D.A., Nannipieri, P., Rasse, D.P., Weiner, S. & Trumbore, S.E.** 2011. Persistence of soil organic matter as an ecosystem property. *Nature*, 478, 49-56.
- Schrumpf, M., Schulze, E.D., Kaiser, K., & Schumacher, J.** 2011. How accurately can soil organic carbon stocks and stock changes be quantified by soil inventories? *Biogeosciences*, 8:1193-1212.
- Schumacher, B.A.** 2002. *Methods for the determination of total organic carbon (TOC) in soils and sediments*. Ecological Risk Assessment Support Center, Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency, Las Vegas. 23 pp.
- Schumacher, B.A., Shines, K.C., Burton, J.V. & Papp, M.L.** 1990a. A comparison of soil sample homogenization techniques. *Environmental Monitoring Systems Laboratory, Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency, Las Vegas*. 40 pp.
- Schumacher, B.A., Shines, K.C., Burton, J.V. & Papp, M.L.** 1990b. Comparison of three methods for soil homogenization. *Soil Science Society of America Journal*, 54: 1187-1190.
- Schuman, G.E., Reeder, J.D., Manley, J.T., Hart, R.H. & Manley, W.A.** 1999. Impact of grazing management on the carbon and nitrogen balance of a mixed-grass rangeland. *Ecological Applications*, 9: 65-71.
- 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.
- Setiawan, Y. & Yoshino, K.** 2014. Detecting land-use change from seasonal vegetation dynamics on regional scale with MODIS EVI 250-m time-series imagery. *Journal of Land Use Science*, 9: 304-330.
- Sheppard, S.C. & Addison, J.A.** 2008. Chapter 4. Soil sampling handling and storage. In: M.R. Carter and E.G. Gregorich (Eds.) *Soil sampling and methods of analysis*, 2nd Edition. CRC Press and Taylor & Francis Group. pp. 39-49.
- Shirato, Y., Hakamata, T. & Taniyama, I.** 2004. Modified Rothamsted carbon model for Andosols and its validation: changing humus decomposition rate constant with pyrophosphate-extractable Al. *Soil Science and Plant Nutrition*, 50: 149-158.

- Shirato, Y., Jomura, M., Wagai, R., Kondo, M., Tanabe, K. & Uchida, M.** 2013. Deviations between observed and RothC-simulated $\Delta^{14}\text{C}$ values despite improved IOM initialization. *European Journal of Soil Science*, 64: 576-585.
- Shiri, J., Keshavarzi, A., Kisi, O., Karimi, S. & Iturraran-Viveros, U.** 2017. Modeling soil bulk density through a complete data scanning procedure: Heuristic alternatives. *Journal of Hydrology*, 549: 592-602.
- Simpson, A.J., Song, G., Smith, E., Lam, B., Novotny, E.H. & Hayes, M.H.B.** 2007. Unraveling the structural components of soil humin by use of solution-state nuclear magnetic resonance spectroscopy. *Environmental Science & Technology*, 41: 876-883.
- Sisti, C.P.J., dos Santos, H.P., Kohhann, R., Alves, B.J.R., Urquiaga, S. & Boddey, R.M.** 2004. Change in carbon and nitrogen stocks in soil under 13 years of conventional or zero tillage in southern Brazil. *Soil and Tillage Research*, 76: 39-58.
- Skinner, R.H. & Dell, C.J.** 2014. Comparing pasture C sequestration estimated from eddy covariance and soil cores. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 199: 52-57.
- Skjemstad, J.O., Spouncer, L.R., Cowie, B. & Swift, R.S.** 2004. Calibration of the Rothamsted organic carbon turnover model (RothC ver. 26.3), using measurable soil organic carbon pools. *Australian Journal Soil Research*, 42: 79-88.
- Smith, J.U., Smith, P., Monaghan, R. & MacDonald, J.** 2002. When is a measured soil organic matter fraction equivalent to a model pool? *European Journal of Soil Science*, 53: 405-416.
- Smith, K.A., McTaggart, I.P. & Tsuruta, H.** 1997. Emissions of N_2O and NO associated with nitrogen fertilization in intensive agriculture, and the potential for mitigation. *Soil Use and Management*, 13: 296-304.
- Smith, P.** 2004. How long before a change in soil organic carbon can be detected. *Global Change Biology*, 10: 1878-1883.
- Smith, P., Lanigan, G., Kutsch, W. L., Buchmann, N., Eugster, W., Aubinet, M., Ceschia, E., Béziat, P., Yeluripati, J. B., Osborne, B., Moors, E. J., Brut, A., Wattenbach, M., Saunders, M. & Jones, M.** 2010. Measurements necessary for assessing the net ecosystem carbon budget of croplands. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 139(3): 302-315.
- Smith, P.** 2014. Do grasslands act as a perpetual sink for carbon? *Global Change Biology*, 20: 2708-2711.
- Smith, J.L. & Myung, H.U.** 1990. Rapid procedures for preparing soil and KCl extracts for ^{15}N analysis. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 21: 2273-2279.
- Sochorová, L., Jansa, J., Verbruggen, E., Hejcman, M., Schellberg, J., Kiers, E.T. & Johnson, N.C.** 2016. Long-term agricultural management maximizing hay production can significantly reduce belowground C storage. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 220: 104-114.

- Soussana, J.-F., Tallec, T. & Blanfort, V.** 2010. Mitigating the greenhouse gas balance of ruminant production systems through carbon sequestration in grasslands. *Animal*, 4(3), 334-350.
- Soussana, J.-F. & Lemaire, G.** 2014. Coupling carbon and nitrogen cycles for environmentally sustainable intensification of grasslands and crop-livestock systems. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 190: 9-17.
- Souza, D.M., Morais, P.A.O., Matsushige, I. & Rosa, L.A.** 2016. Development of alternative methods for determining soil organic matter. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 40, <http://dx.doi.org/10.1590/18069657rbc20150150>.
- Spohn, M., Pötsch, E.M., Eichorst, S.A., Woebken, D., Wanek, W. & Richter, A.** 2016. Soil microbial carbon use efficiency and biomass turnover in a long-term fertilization experiment in a temperate grassland. *Soil Biology and Biochemistry*, 97: 168-175.
- Stahl, C., Fontaine, S., Klumpp, K., Picon-Cochard, C., Grise, M. M., Dezécache, C., Ponchant, L., Freycon, V., Blanc, L., Bonal, D., Burban, B., Soussana, J.-F. & Blanfort, V.** 2017. Continuous soil carbon storage of old permanent pastures in Amazonia. *Global Change Biology*, 23: 3382-3392.
- Stahl, C., Freycon, V., Fontaine, S., Dezécache, C., Ponchant, L., Picon-Cochard, C., Klumpp, K., Soussana, J.-F. & Blanfort, V.** 2016. Soil carbon stocks after conversion of Amazonian tropical forest to grazed pasture: importance of deep soil layers. *Regional Environmental Change*, 16: 2059-2069.
- Stamati, F.E., Nikolaidis, N.P. & Schnoor, J.L.** 2013. Modelling topsoil carbon sequestration in two contrasting crop production to set-aside conversions with RothC - Calibration issues and uncertainty analysis. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 165: 190-200.
- Steffens, M., Kölb, A., Totsche, K.U. & Kögel-Knabner, I.** 2008. Grazing effects on soil chemical and physical properties in a semiarid steppe of Inner Mongolia (PR China). *Geoderma*, 143: 63-72.
- Steinbeiss, S., Beßles, H., Engels, C., Temperton, V. M., Buchman, N., Roscher, C., Kreutziger, Y., Baade, J., Habekost, M. & Gleixner, G.** 2008. Plant diversity positively affects short-term soil carbon storage in experimental grasslands. *Global Change Biology*, 14: 2937-2949.
- Stevenson, F.J.** 1994. *Humus chemistry: Genesis, composition, reactions*. Second Edition, John Wiley, New York.
- Stockmann, U., Adams, M.A., Crawford, J.W., Field, D.J., Henakaarchchi, N., Jenkins, M. & Wheeler, I.** 2013. The knowns, known unknowns and unknowns of sequestration of soil organic carbon. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 164: 80-99.
- Strahm, B.D., Harrison, R.B., Terry, T.A., Harrington, T.B., Adams, A.B. & Footen, P.W.** 2009. Changes in dissolved organic matter with depth suggest the potential for postharvest organic matter retention to increase subsurface soil carbon pools. *Forest Ecology and Management*, 258: 2347-2352.
- Sun, W., Minasny, B. & McBratney, A.** 2012. Analysis and prediction of soil properties using local regression-kriging. *Geoderma*, 171-172: 16-23.

- Svendsen, H., Hansen, S. & Jensen, H.E.** 1995. *Simulation of crop production, water and nitrogen balances in two German agro-ecosystems using the DAISY model. Ecological modelling*, 81: 197-212.
- Taghizadeh-Toosi, A., Christensen, B.T., Hutchings, N.J., Vejlin, J., Kätterer, T., Glendining, M. & Olesen, J.E.** 2014. *C-TOOL: A simple model for simulating whole-profile carbon storage in temperate agricultural soils. Ecological modelling*, 292: 11-25.
- Tang, Y., Reed, P., Wagener, T. & Van Werkhoven, K.** 2007. *Comparing sensitivity analysis methods to advance lumped watershed model identification and evaluation. Hydrology and Earth System Sciences*, 11: 793-817.
- Tarré, R., Macedo, R., Cantarutti, R.B., de Rezende, C.P., Pereira, J.M., Ferreira, E., Alves, B.J.R., Urquiaga, S. & Boddey, R.M.** 2001. *The effect of the presence of a forage legume on nitrogen and carbon levels in soils under Brachiaria pastures in the Atlantic forest region of the South of Bahia, Brazil. Plant and Soil*, 234: 15–26.
- Thornley, J.** 1998. *Grassland dynamics: an ecosystem simulation model*. 241 pp. CAB International, UK.
- Torralba, M., Fagerholm, N., Burgess, P.J., Moreno, G. & Plieninger, T.** 2016. *Do European agroforestry systems enhance biodiversity and ecosystem services? A meta-analysis. Agriculture, Ecosystems and Environment*: 230: 150-161.
- Tuomi, M., Thum, T., Jarvinen, H., Fronzek, S., Berg, B., Harmon, M., Trofymow, J.A., Sevanto, S. & Liski, J.** 2009. *Leaf litter decomposition - estimates of global variability based on Yasso07 model. Ecological Modeling*. 220: 3362-3371.
- UC Davis.** 2019. *Analytical Laboratory Quality Manual*. In: UC Davis, Analytical Lab, QA/QC [online]. Davis. [Cited 07 January 2019]. <https://anlab.ucdavis.edu/Pages/qa-qc>
- UEA.** 2019. *Climate Research Unit (CRU) Databases*. In: University of East Anglia. [Cited 07 January 2019]. Norwich. <http://www.cru.uea.ac.uk/data>
- UNFCCC.** 2014. *Handbook on Measurement, Reporting and Verification for developing countries*. Bonn.
- UNEP & SETAC.** 2011. *Global Guidance Principles for Life Cycle Assessment Databases*, UN Environment, Paris. [Accessed on 07 January 2019]. <http://www.unep.org/pdf/Global-Guidance-Principles-for-LCA.pdf>
- U.S. General Services Administration.** 2019. *Climate - Data Catalog*. In: Data. Gov Federal government's open data site [Cited 07 January 2019]. USA. https://catalog.data.gov/dataset?groups=climate5434&#topic=climate_navigation
- Vanguelova, E.I., Bonifacio, E., De Vos, B., Hoosbeek, M.R., Berger, T.W., Vesterdal, L., Armolaitis, K., Celi, L., Dinca, L., Kjonaas, O.J., Pavlenda, P., Puumpanen, J., Püttsepp, Ü., Reidy, B., Simoni, P., Tobin, B. & Zhiyanski, M.** 2016. *Sources of errors and uncertainties in the assessment of forest soil carbon stocks at different scales - review and recommendations. Environmental Monitoring and Assessment*, 188: 630.

- van Bemmelen, J.M.** 1891. *Ueber die Bestimmungen des Wassers, des Humus, des Schwefels, der in den Colloidalen Silikaten gebunden Kieselsaeuren, des man- gans, u.s.w. im Ackerboden. Landwirtschaftliche Versuch Station*, 37: 279-290.
- van Camp, L., Bujjarabal, B., Gentile, A.R., Jones, R.J.A, Montanarella, L., Olazabal, C. & Selvaradjou, S.K.** 2004. Reports of the technical working groups established under the thematic strategy for soil protection. EUR 21319 EN/1, 872pp. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- van den Bygaart, A.J. & Allen, O.B.** 2011. Experiment design to achieve desired statistical power. *Canadian Journal of Soil Science*, 91: 309-310.
- van den Bygaart, A.J. & Angers, D.A.** 2006. Towards accurate measurements of soil organic carbon stock change in agroecosystems. *Canadian Journal of Soil Science*, 86: 465-471.
- van den Bygaart, A.J., Gregorich, E.G., Angers, D.A. & Stoklas, U.F.** 2004. Uncertainty analysis of soil organic carbon stock change in Canadian cropland from 1991 to 2001. *Global Change Biology*, 10: 993-994.
- van der Werf, G.R., Randerson, J.T., Giglio, L., Collatz, G.J., Kasibhatla, P.S. & Arellano, A.F.** 2006. Interannual variability in global biomass burning emissions from 1997 to 2004. *Atmospheric chemistry and Physics*, 6: 3423-3441.
- van Oijen, M., Rougier, J. & Smith, R.** 2005. Bayesian calibration of process-based for- est models: Bridging the gap between models and data. *Tree Physiology*, 25: 915-927.
- van Oost, K., Quine, T.A., Govers, G., De Gryze, S., Six, J., Harden, J.W., Ritchie, J.C., McCarty, G.W., Heckrath, G., Kosmas, C., Giraldez, J.V., da Silva, J.R.M. & Merckx, R.** 2007. The impact of agricultural soil erosion on the global carbon cycle. *Science* 318, 626.
- Vågen, T.G., Shepherd, K.D. & Walsh, M.G.** 2006. Sensing landscape level change in soil fertility following deforestation and conversion in the highlands of Madagascar using vis-NIR spectroscopy. *Geoderma*, 133: 281-294.
- Vellinga, T.V., Blonk, H., Marinussen, M., Zeist, W.J.V. & Starmans, D.A.J.** 2013. Methodology used in FeedPrint: a tool quantifying greenhouse gas emissions of feed production and utilization. Wageningen UR Livestock Research.
- Verbeeck, H., Samson, R., Verdonck, F. & Lemeur, R.** 2006. Parameter sensitivity and uncertainty of the forest carbon flux model FORUG: a Monte Carlo analy- sis. *Tree Physiology*, 26: 807-817.
- 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-assisted and model-based inference. *Geoderma*, 265: 152-163.
- Volder, A., Gifford, R.M. & Evans, J.R.** 2007. Effects of elevated atmospheric CO₂, cutting frequency, and differential day/night atmospheric warming on root growth and turnover of *Phalaris* swards. *Global Change Biology*, 13: 1040-1052.

- Walkley, A. & Black, I.A.** 1934. An examination of the Degtjareff method for determining organic carbon in soils: Effect of variations in digestion conditions and of inorganic soil constituents. *Soil Science*, 63: 251-263.
- Walter, K., Don, A., Tiemeyer, B. & Freibauer, A.** 2016. Determining soil bulk density for carbon stock calculations: A systematic method comparison. *Soil Science Society of America Journal*, 80: 579-591.
- Wang, X., He, X., Williams, J.R., Izaurrealde, R.C. & Atwood, J.D.** 2005. Sensitivity and uncertainty analyses of crop yields and soil organic carbon simulated with EPIC. *Transactions of the American Society of Agricultural and Biological Engineers*, 48: 1041-1054.
- Wang, J.Y., Li, A.N. & Jin, H.A.** 2016. Sensitivity analysis of the DeNitrification and Decomposition model for simulating regional carbon budget at the wetland-grassland area on the Zoige Plateau, China. *Journal of Mountain Science*, 13: 1200-1216.
- Wang, X., Potter, S.R., Williams, J.R., Atwood, J.D. & Pitts, T.** 2006. Sensitivity analysis of APEX for national assessment. *Transactions of the American Society of Agricultural and Biological Engineers*, 49: 679-688.
- Watt, M.S. & Palmer, D.J.** 2012. Use of regression kriging to develop a Carbon:Nitrogen ratio surface for New Zealand. *Geoderma*: 183-184: 49-57.
- Wattel-Koekkoek, E.J.W., van Vliet, M.E., Boumans, L.J.M., Ferreira, J., Spijker, J. & van Leeuwen, T.C.** 2012. Soil quality in the Netherlands for 2006-2010 and the change compared with 1993-1997): Results of the National Soil Quality Monitoring Network (in Dutch). RIVM 680718003. Bilthoven, The Netherlands.
- Webster, R. & Oliver, M.A.** 2001. *Geostatistics for Environmental Scientists*. Wiley & Sons Ltd., Chichester.
- 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: 58-65.
- Whitehead, D., Baisden, T., Beare, M., Campbell, D., Curtin, D., Davis, M., Hedley, C., Hedley, M., Jones, H., Kelliher, F., Saggar, S., Shipper, L.** 2012. Review of soil carbon measurement methodologies and technologies, including nature and intensity of sampling, their uncertainties and costs. Ministry for Primary Industries, Technical Paper by Landcare Research No. 2012/36. ISBN No: 978-0-478-40450-0 (online)
- 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, non-destructive carbon analysis of forest soils using neutron-induced gamma-ray spectroscopy. *Forest Ecology and Management*, 260: 1132-1137.
- Wiesmeier, M., Poeplau, C., Sierra, C.A., Maier, H., Frühauf, C., Hübner, R., Kühnel, A., Spörlein, P., Geuß, U., & Hangen, E.** 2016. Projected loss of soil

- organic carbon in temperate agricultural soils in the 21st century: effects of climate change and carbon input trends. *Scientific reports*, 6: 32525.
- Wikipedia.** 2019. Open-notebook science In: Wikipedia [online]. [Cited 07 January 2019]. San Francisco. en.wikipedia.org/wiki/Open_notebook_science
- Wilkinson, M.T., Richards, P.J. & Humphreys, G.S.** 2009. Breaking ground: pedological, geological and ecological implications of soil bioturbation. *Earth Science Review*, 97: 257-272.
- Willat, S.T. & Pullar, D.M.** 1984. Changes in soil physical properties under grazed pastures. *Australian Journal of Soil Research*, 22: 343-348.
- Williams, J.R., Jones, C.A. & Dyke, P.T.** 1984. The EPIC model and its application. In: *Proceedings of International Symposium on minimum data sets for agrotechnology transfer*. pp. 111-121.
- Willmott, C.J.** 1982. Some Comments on the Evaluation of Model Performance. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 63: 1309-1313.
- Willmott, C.J. & Matsuura, K.** 2005. Advantages of the mean absolute error (MAE) over the root mean square error (RMSE) in assessing average model performance. *Climate Research*, 30: 79-82.
- Wohlfahrt, G., Anderson-Dunn, M., Bahn, M., Balzarolo, M., Berninger, F., Campbell, C., Carrara, A., Cescatti, A., Christensen, T., Dore, S., Eugster, W., Friborg, T., Furger, M., Gianelle, M., Gimeno, C., Hargreaves, K., Hari, P., Haslwanter, A., Johansson, T., Marcolla, B., Milford, C., Nagy, Z., Nemitz, E., Rogiers, N., Sanz, M.J., Siegwolf, R.T.W., Susiluoto, S., Sutton, M., Tuba, Z., Ugolini, F., Valentini, R., Zorer, R. & Cernusca A.** 2008. Biotic, abiotic, and management controls on the net ecosystem CO₂ exchange of European mountain grassland ecosystems. *Ecosystems*, 11: 1338.
- Wright A.L., Dou F. & Hons F.M.** 2007. Crop species and tillage effects on carbon sequestration in subsurface soil. *Soil Science*, 172: 124-131.
- Wuest, S.** 2014. Seasonal Variation in Soil Organic Carbon. *Soil Science Society of America Journal*, 78: 1442-1447.
- Wutzler, T. & Reichstein, M.** 2007. Soils apart from equilibrium - Consequences for soil carbon balance modelling. *Biogeosciences*, 4: 125-136.
- Xu, L., He, N.P., Yu, G.R., Wen, D., Gao, Y. & He, H.L.** 2015. Differences in pedo-transfer functions of bulk density lead to high uncertainty in soil organic carbon estimation at regional scales: Evidence from Chinese terrestrial ecosystems. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 120: 1567-1575.
- Xu, M., Lou, Y., Sun, X., Baniyamuddin M. & Zhao K.** 2011. Soil organic carbon active fractions as early indicators for total carbon change under straw incorporation. *Biology and Fertility of Soils*, 47: 745.
- Yang, Y., Fang, J., Tang, Y., Ji, C., Zheng, C., He, J. & Zhu, B.** 2008. Storage, patterns and controls of soil organic carbon in the Tibetan grasslands. *Global Change Biology* 14, 1592-1599.

- Yang, J.M., Yang, J.Y., Liu, S. & Hoogenboom, G. 2014. An evaluation of the statistical methods for testing the performance of crop models with observed data. *Agricultural Systems*, 127: 81-89.
- Yeluripati, J.B., van Oijen, M., Wattenbach, M., Neftel, A., Ammann, A., Parton, W.J. & Smith, P. 2009. Bayesian calibration as a tool for initialising the carbon pools of dynamic soil models. *Soil Biology and Biochemistry*, 41: 2579-2583.
- Yuan, H. & Hou, F. 2015. Grazing intensity and soil depth effects on soil properties in alpine meadow pastures of Qilian Mountain in northwest China. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B-Soil & Plant Science*, 65: 222-232.
- Yu, G., Xiao, J., Hu, S., Polizzotto, M.L., Zhao, F., McGrath, S.P., Li, H., Ran, W. & Shen, Q. 2017. Mineral Availability as a Key Regulator of Soil Carbon Storage. *Environmental Science & Technology*, 51: 4960-4969.
- Zar, J.H. 1999. *Biostatistical Analysis. Fourth Edition.* Prentice-Hall, New Jersey.
- Zhao, Y., Peth, S., Krümmelbein, J., Horn, R., Wang, Z., Steffens, M., Hoffmann, C. & Peng, X. 2007. Spatial variability of soil properties affected by grazing intensity in Inner Mongolia grassland. *Ecological Modelling*, 205: 241-254.
- Zhou, G., Zhou, X., He, Y., Shao, J., Hu, Z., Liu, R., Zhou, H. & Hosseinibai S. 2017. Grazing intensity significantly affects belowground carbon and nitrogen cycling in grassland ecosystems: a meta-analysis. *Global Change Biology*, 23: 1167-1179.
- Zimmermann, M., Leifeld, J., Schmidt, M. W. I., Smith, P. & Fuhrer, J. 2007. Measured soil organic matter fractions can be related to pools in the RothC model. *European Journal of Soil Science*, 58: 658-667.

