聯合國糧食及農業組織

正瀚生技股份有限公司 翻譯與印贈

非 賣 品

案例研究

全球土壤再固碳

推薦管理措施之技術手冊

第 4 冊

耕地、草原、整合系統和耕作方法

itps 政府間土壤技術委員會

全球土壤合作計畫

NOT FOR SALE 非賣品

聯合國糧食及農業組織2021年9月出版
正瀚生技股份有限公司2022年3月翻譯與印刷

本中文譯本非由聯合國糧食及農業組織（FAO）所製作，乃由正瀚生技負責翻譯製作，FAO 對此譯本中文表達的準確性不具責任，準確性以 FAO 英文原版為主。

正瀚生技股份有限公司
CH Biotech R&D Co., LTD.

540 南投縣南投市文獻路89號
No. 89, Wenxian Rd., Nantou City, Nantou County 540, Taiwan (R.O.C.)
TEL: +886-49-7009198 E-mail: info@chbio.com.tw https://www.chbio.com.tw

第 4 冊

案例研究

全球土壤再固碳
推薦管理措施之技術手冊

耕地、草原、整合系統和耕作方法

聯合國糧食及農業組織
羅馬，2021 年

引用出處：

聯合國糧食及農業組織（FAO）及政府間土壤技術委員會（ITPS），2021。《全球土壤再固碳 - 推薦管理措施之技術手冊》。第 4 冊：耕地、草原、整合系統和耕作方法 - 案例研究。羅馬，FAO。https://doi.org/10.4060/cb6598en

本資訊產出所使用的名稱及材料的呈現，並不代表聯合國糧食及農業組織（FAO）對任何國家、領土、城市、地區或其當局的邊界或界線劃定之法律或發展狀況，表示任何意見。具體提及的公司或製造商的產品，無論是否已取得專利，都不代表這些是 FAO 認可或推薦的產品，或優先於未提及的其他類似性質的產品。

本資訊產出所陳述的觀點為作者的觀點，並不全然反映 FAO 的觀點或政策。

ISBN 978-92-5-134897-0
© FAO, 2021

保留部分權利。本著作採用創用（Creative Commons）姓名標示 - 非商業性 - 相同方式共用 3.0 IGO 許可（CC BY-NC-SA 3.0 IGO；https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/3.0/igo/legalcode）。

根據本許可條款，本著作可為非商業目的進行複製、再散佈和改編，但須適當註明出處。使用本著作時，不應暗示 FAO 支持任何特定的組織、產品或服務，亦不允許使用 FAO 的標誌。若改編本著作，必須採取相同或同等的創用授權條款。若翻譯本著作，必須包括以下免責聲明以及引用出處：「本譯本非由聯合國糧食及農業組織（FAO）所製作，FAO 對此譯本的內容或準確性不具責任，以原文版本為主版本。」

除了此處的規範，若本條款項下產生的爭議無法以友好的方式解決，將透過本條款第 8 條所述的調解和仲裁方式解決。適用的調解規則為世界智慧財產權組織（World Intellectual Property Organization）的調解規則 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）的仲裁規則進行。

第三方材料。使用者希望重新使用本著作中屬於第三方的材料，例如表格、圖樣或照片，應自行負責確定是否需要獲得許可，並從獲得版權所有者許可後才能重新使用本著作。因侵犯本著作中任何屬於第三方的材料而產生的索賠風險，由使用者完全承擔。

銷售、權利和許可。FAO 相關資訊產品可在 FAO 網站（www.fao.org/publications）或透過 publications-sales@fao.org 購買取得。進行商業目的使用請來信至：www.fao.org/contact-us/licence-request。有關權利和許可的問題請來信至：copyright@fao.org。

中文版序

為了促成全球永續發展，減緩與調適氣候變遷所帶來的影響，全球經濟大國紛紛加速推動 2050 年「淨零碳排」，台灣亦已於 2021 年加入淨零碳排的行列。有了方向與目標，各國陸續提出具體執行方案，企圖減少各領域與各類別的溫室氣體排放。

土地具備關鍵的固碳功能，土壤有機碳管理已是多項聯合國永續發展目標（SDGs）的關鍵組成。然而，為了推動永續土壤管理，必須提供公認且可行的土壤管理措施，讓土壤「固碳」及衍生的「碳匯」，能順利接軌未來的「碳權」交易市場。

聯合國糧食及農業組織（FAO）歷經了四年多的醞釀與發展，號召世界各地 400 多位土壤管理專家參與編撰，於 2021 年 9 月出版《全球土壤再固碳：推薦管理措施之技術手冊》。這套技術手冊全套共六冊，FAO 首度以標準化形式，蒐集各種環境（耕地、草原、森林、濕地及城市土壤等）的主要土壤管理措施對於土壤有機碳的影響，並且透過實際案例分析這些措施的優點、缺點與可行性，是一套全方面的工具書，非常值得參考與借鏡。

正瀚生技在去年 9 月這套書一發表時，就決定印製中、英文版各 3,000套，全力推廣這套國際認可的土壤固碳工具書，免費致贈給關心台灣永續發展與土地健康的人士。我們於今年 1 月完成英文版套書的印製，並陸續進行推廣中。

為了消除語言隔閡、讓這套工具書的效應擴散至農業各領域與各階層的相關從業人員，正瀚生技戮力投入全套書籍的中文化，由 10 位碩、博士級研發人員組成團隊，歷經三個多月、超過 3,000 個小時，完成中英校對、中文潤稿、專有名詞審閱、版面編排等工作。

由於本套書內容涉及科學專業，為了讓讀者易於查詢，我們特別羅列與編排了2,300多字的「中英詞彙對照」，涵蓋學術詞彙、生物物種名稱、土壤專有名詞等。此外，我們也將免費開放線上資源、提供中文版電子書下載。中文化過程中，感謝各界專家學者給予我們建議，全套書籍原文將近 45 萬字，中譯本可能有疏漏不足之處，敬請不吝指教。

正瀚生技身為農業新藥研發公司，希望藉由印贈 FAO 這套書籍的中、英文版，讓台灣各界明白國際認可的操作方法、共同促進台灣邁向淨零碳排。正瀚生技也將根據全球永續發展目標以及農產業的轉型趨勢，以國際認可的減碳知識與技能，精準設計及開發創新產品，瞄準提升作物利用效率、提高作物品質與產量，並且減少田間溫室氣體排放、增加土壤有機碳固存。

我們希冀一步步將台灣農業生技的研發能量導入國際市場，提高台灣在全球農業的影響力以及促成全球農業的永續發展，保障人們有優產高質的糧食安全，落實正瀚生技「生根台灣，走向世界」的使命。

正瀚生技股份有限公司
董事長 吳正邦

目錄

全球概要圖 XXII

非洲和近東與北非地區 1

1. 黎巴嫩橄欖園免耕的短時效應 3

2. 馬達加斯加復育土壤生態功能的農業措施 12

3. 馬拉威永不斷糧（Never Ending Food, NEF）永續農業倡議 21

4. 莫三比克的保育性農業 33

5. 南非的保育性農業 48

6. 非洲的糧豆類與穀類間作 68

亞洲和西南太平洋 77

7. 澳洲南部甲蟲貧乏地區的糞金龜之選種及引進 79

8. 澳洲膨轉土上使用最少耕犁的灌溉棉花耕作系統 91

9. 澳洲南部和東部牧地草原系統的放牧管理 106

10. 中國黑土地區 16 年的免耕和殘體覆蓋對連作玉米的影響 115

11. 泰國華富里府地區使用稻稈敷蓋、木炭和免耕對玉米的影響 125

歐洲和歐亞大陸 136

12. 德國砂質土壤上糞肥處理的長期實驗 140

13. 德國避免從草原轉為耕地的土地利用變化 149

14. 葡萄種植中的生物炭挑戰：義大利中部的長期實驗 156

15. 義大利北部的保育性農業措施 168

16. 義大利巴西利卡塔省馬泰拉市的地中海橄欖園之永續管理 176

17. 西班牙、義大利和葡萄牙的地中海類稀樹草原的混農林牧草原系統 186

18. 西班牙橄欖園和葡萄園（木本作物）的覆蓋耕作 196

19. 西班牙納瓦拉地區的灌溉和土壤有機碳固存 205

20. 西班牙格拉納達亞熱帶果園中敷蓋的應用 213

21. 西班牙少耕和免耕讓雨養杏仁田有地被植物並可播植覆蓋作物 223

22. 西班牙橄欖園裡的生物炭和堆肥應用 232

23. 地中海環境下的趨合農業 242

24. 土耳其中部卡拉珀納爾醃製用甜瓜的生產情況 259

25. 土耳其東南部哈蘭平原上灌溉的小麥–玉米–棉花輪作 267

26. 烏克蘭黑土有機礦物質肥料施用 277

27. 實施行間有機管理以恢復葡萄園的土壤功能 286

28. 地中海木本作物的覆蓋作物、有機改良劑和綜合管理措施 295

拉丁美洲和加勒比地區 304

29. 阿根廷農地的碳輸入增加：肥料使用、加入覆蓋作物和在作物輪作中整合多年生牧草 307

30. 阿根廷彭巴黑土地區藉灌注和播撒系統施用豬和牛的糞肥 327

31. 阿根廷彭巴地區的免耕和覆蓋作物 341

32. 巴西聖保羅聖喀洛斯施用石灰和肥料來提高巴拉草牧草地的產量和碳固存 352

33. 南美洲在低地實施保育性農業的經驗 364

34. 巴西熱帶農業生態系統的整合農業 373

35. 巴西亞熱帶地區的農牧業整合系統對土壤有機碳固存的影響 384

36. 哥倫比亞的混農林、混林牧系統和水基金倡議有助於改善土壤移除和儲存碳的能力 403

37. 墨西哥中部膨轉土的 30 年保育性農業措施 415

38. 墨西哥硬化新火山灰土的改造 428

39. 烏拉圭和阿根廷黑土上的作物與牧草輪作 441

40. 北美委內瑞拉平原區緩解因旱林轉為牧草地而造成的土壤有機碳流失 452

北美洲 460

41. 加拿大以生物炭做為土壤改良劑來改善碳固存 462

42. 加拿大馬尼托巴省埃利區用於黑土生物量生產的柳樹河岸緩衝系統 474

43. 加拿大魁北克省土壤碳對各種管理措施組合的反應（一年生–多年生輪作系統、動物糞肥施用、少耕） 485

44. 加拿大安大略省西南部黏質壤土的分區耕犁 494

45. 美國肯塔基州長期免耕種植的玉米 500

46. 美國堪薩斯州西部使用噴灌系統的缺水灌溉方案 508

47. 美國加州聖華金谷以全果園循環來建立土壤有機碳之措施 515

表目錄

表1. 橄欖園所獲得的碳庫存 5
表2. 土壤威脅 6
表3. 土壤威脅 7
表4. 採用該措施的潛在障礙 9
表5. 不同實驗處理下的平均額外碳儲量（噸碳 / 公頃 / 年） 15
表6. 土壤威脅 16
表7. 採用該措施的潛在障礙 18
表8. 馬拉威永不斷糧倡議的土壤有機碳庫存演變估計 23
表9. 土壤威脅 24
表10. 採用該措施的潛在障礙 27
表11. 實驗地點拿剛科、利欽加、古魯伊和木吐阿利研究站的選定特徵 34
表12. 各實驗點的慣行耕犁和保育性農業的碳儲量 36
表13. 各實驗點在 0~12 公分深度的碳儲量受施肥影響之情況 37
表14. 耕犁措施對選定的土壤化學性質之影響 39
表15. 土壤威脅 40
表16. 採用該措施的潛在障礙 43
表17. 輪作 49
表18. 在 Zeekoegat 試驗各季耕作活動細節 50
表19. Zeekoegat 的初始表土性質 52
表20. 實驗第一年碳儲量（每公頃）的計算總覽 53
表21. 耕作系統對各層土壤的平均有機碳庫存（噸 / 公頃）影響的情況 55
表22. 土壤威脅 58
表23. 土壤威脅 62
表24. 採用該措施的潛在障礙 64
表25. 非洲各地的間作結果顯示，在不向穀物添加氮肥情況下，土壤有機碳（深達 30 公分）的變化 70
表26. 土壤威脅 71
表27. 土壤威脅 72
表28. 採用該措施的潛在障礙 73

表29. 試驗一中，不同土樣組成部分在 10 個月後的有機碳水準（%） 84
表30. 試驗二底土（20~45 公分）的有機碳濃度（%） 85
表31. 澳洲棉花種植系統田間實驗的土壤有機碳儲量潛力 93
表32. 土壤威脅 95
表33. 土壤威脅 98
表34. 採用該措施的潛在障礙 101
表35. 澳洲新南威爾斯州（NSW）不同研究地點 0~30 公分深處的碳庫存變化 109
表36. 土壤威脅 110
表37. 採用該措施的潛在障礙 111
表38. 在 16 年的研究中，研究地點 0~30 公分處的土壤有機碳庫存變化情況 116
表39. 土壤威脅 117
表40. 土壤威脅 119
表41. 採用該措施的潛在障礙 120
表42. 2011~2015 年不同實驗處理之研究樣區 126
表43. 2011~2015 年泰國華富里府 0~15 公分處研究樣區的土壤有機碳庫存變化情形 127
表44. 土壤威脅 129
表45. 土壤威脅 130
表46. 採用該措施的潛在障礙 133
表47. 蒙克貝格 V140 的肥料處理方式 141
表48. 土壤威脅 145
表49. 土壤威脅 146
表50. 採用該措施的潛在障礙 147
表51. 土壤有機碳庫存在農田改造為草地後的變化情形 151
表52. 土壤威脅 151
表53. 土壤威脅 153
表54. 採用該措施的潛在障礙 154
表55. 生物炭特性 157
表56. 托斯卡尼酒莊施用生物炭後的土壤有機碳庫存變化 158
表57. 土壤威脅 159
表58. 土壤威脅 162
表59. 表 59. 採用該措施的潛在障礙 163

表60. 波河平原土壤有機碳庫存的演變與保育性農業措施 170
表61. 土壤威脅 171
表62. 土壤威脅 172
表63. 採用該措施的潛在障礙 173
表64. 橄欖樹種植園實施永續管理 20 年後的土壤有機碳庫存變化 178
表65. 土壤威脅 179
表66. 土壤威脅 181
表67. 採用該措施的潛在障礙 182
表68. 所述三個系統的土壤有機碳庫存的變化情況 188
表69. 土壤威脅 189
表70. 土壤威脅 190
表71. 採用該措施的潛在障礙 192
表72. 西班牙馬德里南部的葡萄園和橄欖園在不同試驗中土壤有機碳庫存的變化情況 198
表73. 土壤威脅 199
表74. 土壤威脅 200
表75. 採用該措施的潛在障礙 202
表76. 西班牙納那瓦拉自治勒地區不同年份的灌溉和土壤覆蓋後的土壤有機碳庫存變化 206
表77. 土壤威脅 208
表78. 土壤威脅 209
表79. 採用該措施的潛在障礙 210
表80. 在「El Zahorí」農場進行五年研究的土壤有機碳庫存變化，該農場位於格拉納達的阿爾穆涅卡爾（西班牙東南部） 215
表81. 土壤威脅 216
表82. 土壤威脅 218
表83. 採用該措施的潛在障礙 219
表84. 在少耕和覆蓋作物 10 年後，西班牙南部杏仁樹生產的土壤有機碳庫存變化情況 224
表85. 土壤威脅 225
表86. 土壤威脅 226
表87. 採用該措施的潛在障礙 228
表88. 西班牙穆西亞的實驗樣區，經過四年實驗後的土壤有機碳庫存變化情況 234
表89. 土壤威脅 235

表90. 2017 年行動依據不同實驗處理的橄欖產量 236
表91. 採用該措施的潛在障礙 237
表92. 目前在「活山基金會」（La Loma Viva）的趨合農業系統中使用的樹木和植物物種清單 243
表93. 與鄰近的二氧化碳排放基線地點相比，趨合農業實施三年後 0~20 公分深度的土壤有機碳庫存變化情況 246
表94. 二氧化碳排放基線和趨合農業地點之間的物理和化學性質比較（La Loma, 2020） 248
表95. 土壤威脅 248
表96. 採用該措施的潛在障礙 252
表97. 1968 年以來研究地點的土壤有機碳庫存變化情況 260
表98. 土壤威脅 261
表99. 土壤威脅 263
表100. 採用該措施的潛在障礙 264
表101. 研究地點 30 年內 0~10 公分深度的土壤碳庫存變化情況 269
表102. 土壤威脅 270
表103. 土壤威脅 271
表104. 採用該措施的潛在障礙 273
表105. 實驗五年後土壤有機碳庫存的變化情況 278
表106. 土壤威脅 279
表107. 土壤威脅 280
表108. 採用該措施的潛在障礙 282
表109. 法國、義大利、斯洛維尼亞和土耳其不同葡萄園在兩年研究中 0~30 公分處的土壤有機碳庫存變化情況 288
表110. 土壤威脅 289
表111. 土壤威脅 290
表112. 採用該措施的潛在障礙 291
表113. 地中海木本作物系統在不同管理下的碳固存 297
表114. 土壤威脅 298
表115. 土壤威脅 299
表116. 可能的障礙 301
表117. 阿根廷不同氣候帶和土壤類型的肥料使用、覆蓋作物和在農業輪作中加入多年生牧草的結果 311
表118. 土壤威脅 314
表119. 土壤威脅 316

表120. 採用該措施的潛在障礙 317
表121. 小麥（*Triticum aestivum*）和小米（*Setaria itálica*）實驗中，不同的半液體豬糞肥和固態牛糞肥施用率的土壤有機物和碳庫存 328
表122. 土壤威脅 333
表123. 土壤威脅 335
表124. 採用該措施的潛在障礙 338
表125. 潘帕斯免耕系統中 0~20 公分深的土壤有機碳庫存變化情況 343
表126. 土壤威脅 344
表127. 土壤威脅 345
表128. 採用該措施的潛在障礙 347
表129. 應用於信號草牧場的實驗處理 353
表130. 受土壤肥力管理影響的信號草牧場中，熱帶巴西氧化土的碳庫存 354
表131. 土壤威脅 355
表132. 肉牛牧場使用石灰石和肥料的動物放養率、屠體增重（carcass gain）和經濟收益的模擬情況 357
表133. 土壤威脅 357
表134. 考慮到兩個肉牛生產系統，溫室氣體排放和清除的平衡情況 358
表135. 採用該措施的潛在障礙 359
表136. 對土壤有機碳庫存的影響 366
表137. 土壤威脅 366
表138. 採用該措施的潛在障礙 369
表139. 巴西的整合系統報告的土壤有機碳庫存的變化 376
表140. 土壤威脅 377
表141. 土壤威脅 378
表142. 採用該措施的潛在障礙 380
表143. 巴西南部和作物–畜牧整合系統相關的土壤碳庫存 388
表144. 土壤威脅 390
表145. 土壤威脅 392
表146. 採用該措施的潛在障礙 394
表147. 巴西南部和作物–畜牧整合系統相關的溫室氣體排放 395
表148. 土壤有機碳儲存的變化 408

表149. 土壤威脅 409
表150. 採用該措施的潛在障礙 410
表151. 墨西哥中部巴吉奧研究地點的土壤有機碳庫存變化情況 417
表152. 土壤威脅 419
表153. 墨西哥瓜納華托州灌溉玉米、高粱、小麥和大麥的平均州產量 420
表154. 土壤威脅 421
表155. 採用該措施的潛在障礙 422
表156. 墨西哥州雪山嶺山脈研究地點的土壤有機碳庫存變化情況 430
表157. 土壤威脅 432
表158. 土壤威脅 433
表159. 採用該措施的潛在障礙 435
表160. 烏拉圭和阿根廷作物與牧草輪作長期試驗中土壤有機碳庫存的變化情況 443
表161. 土壤威脅 444
表162. 土壤威脅 447
表163. 採用該措施的潛在障礙 448
表164. 2004~2009 年與 1991~2009 年，委內瑞拉西部平原 0~40 公分深的兩個實驗地點（不同年齡的牧草地）之土壤有機碳庫存變化情況 454
表165. 土壤威脅 455
表166. 土壤威脅 456
表167. 採用該措施的潛在障礙 457
表168. 加拿大各地評估生物炭作為農業土壤改良劑影響的實地田間規模研究摘要 463
表169. 在加拿大南部濕潤、涼溫帶氣候中，灰棕色黏移土有機碳庫存的變化情況 465
表170. 土壤威脅 466
表171. 土壤威脅 470
表172. 在三個田間季期間有生物炭及無生物炭處理組的平均溫室氣體排放量 470
表173. 採用該措施的潛在障礙 471
表174. 六年研究的土壤有機碳庫存變化情況 477
表175. 土壤性質的變化 477
表176. 土壤威脅 478
表177. 採用該措施的潛在障礙 479

表178. 研究地點在 21 年期間觀察到的土壤有機碳庫存變化 487
表179. 土壤威脅 489
表180. 研究地點 0~30 公分深不同耕犁處理組下的土壤有機碳庫存變化情況 496
表181. 土壤威脅 496
表182. 採用該措施的潛在障礙 497
表183. 美國肯塔基州萊星頓市 0~30 公分深土壤有機碳庫存的長期演變情況 502
表184. 土壤威脅 503
表185. 土壤威脅 504
表186. 採用該措施的潛在障礙 505
表187. 美國花園城和特里比恩鎮灌溉作物下的土壤有機碳庫存變化情況 510
表188. 大團粒數量（克 / 公斤）隨著灌溉深度而增加 510
表189. 土壤威脅 511
表190. 土壤威脅 512
表191. 採用該措施的潛在障礙 513
表192. 中央山谷（美國加州）九年間的漢福德砂質壤土 0~15 公分深的土壤碳庫存變化 517
表193. 土壤威脅 517
表194. 土壤威脅 519
表195. 採用該措施的潛在障礙 520

圖目錄

圖1. 黎巴嫩地圖，顯示此研究中橄欖園土壤和有機碳研究的地點 4
圖2. 莫三比克的利欽加（a）、和木吐阿利（b）、古魯伊（c）和拿剛科（d）研究站的位置 35
圖3. 四個實驗地點的蒸發散量 38
圖4. 實驗地點的穀粒產量 41
圖5. 慣行耕犁和少耕對不同土壤深度土壤有機碳庫存（噸 / 公頃）之主要影響總結 54
圖6. 比較肥料（F1= 最佳施肥量的一半；F2= 最佳施肥量）對三個土壤深度，每年有機碳庫存（噸碳 / 公頃）的影響 55
圖7. Zeekoegat 的 12 個耕作系統的獲利能力，以每公頃南非幣蘭特表示 60
圖8. 雜草物種組成隨著時間的變化，以其生物量的百分比表示 61
圖9. 少耕和慣行耕犁下的二氧化碳排放率比較（2009~2013），黑色線條代表標準差 62
圖10. 在 Zeekoegat 的田間試驗中，少耕和慣行耕犁的土壤穿刺阻力值 63
圖11. 種植系統對平均溫室氣體排放的影響（2011~2017 年） 99
圖12. 玉米（a）和大豆（b）的平均作物生產成本、產值和獲利力 118
圖13. 2011~2015 年在泰國進行的田間實驗中，未添加有機物（NoOM）、稻稈敷蓋（RS）和添加炭化稻殼（RHC）下的玉米產量 129
圖14. 2003~2005 年泰國東北部稻稈的使用情形 131
圖15. 2011~2015 年泰國的田間實驗中，耕犁和免耕的玉米產量 132
圖16. 施用不同肥料的土壤有機碳庫存（噸 / 公頃），深度為 0~20 公分 143
圖17. 傅立葉轉換紅外光譜光譜下，1992 年施用不同肥料土壤樣本的 C=O / C-O-C 比率 144
圖18. 研究期間，不同的灌溉樣區的溫室氣體排放和土壤有機碳固存的淨平衡 209
圖19. 安納托利亞東南部灌溉專案的部分平原 268

圖20. （a）本研究案例中考慮的實地實驗的地理分佈情況 310
圖21. pH 值與碳庫存（噸 / 公頃）的關係。D0、D1、D2、 D3：半液體豬糞肥量；W：小麥；F：小米 329
圖22. 陽離子交換能力（CEC）值與碳庫存（噸 / 公頃）的關係。D0、D1、D2、D3：半液體豬糞肥量；W：小麥；F：小米 330
圖23. 土壤容積密度（Bd）值與碳庫存（噸 / 公頃）的關係。D0、D1、D2、D3：半液體豬糞肥量；W：小麥；F：小米 330
圖24. 導水度（Ks）值與碳庫存（噸 / 公頃）的關係。D0、 D1、D2、D3：半液體豬糞肥量；W：小麥；F：小米 330
圖25. pH 值與碳庫存（噸 / 公頃）的關係。D0、D1、D2、 D3：固態牛糞肥量；W：小麥；F：小米 331
圖26. 陽離子交換能力（CEC）值與碳庫存（噸 / 公頃）的關係。D0、D1、D2、D3：固態牛糞肥量；W：小麥；F：小米 331
圖27. 土壤容積密度（Bd）值與碳庫存（噸 / 公頃）的關係。 D0、D1、D2、D3：固態牛糞肥量；W：小麥；F：小米 331
圖28. 導水度（Ks）值與碳庫存（噸 / 公頃）的關係。D0、 D1、D2、D3：固態牛糞肥比率；W：小麥；F：小米 332
圖29. 未施用和施用牛糞肥的典型黏聚濕潤黑沃土 332
圖30. 半液體豬糞肥實驗中揮發流失的氨氮累積值。長條圖示是每個單獨點的標準誤差 334
圖31. 固態牛糞肥實驗中揮發流失的氨氮累積值。長條圖示是每個單獨點的標準誤差 335
圖32. 氧化亞氮排放以總碳當量排放表示 337
圖33. 調整耕作方向可以建立大型壟體 370
圖34. 墨西哥瓜納華托州巴耶德聖地亞哥市的技術發展中心 416
圖35. 土壤有機碳積累與保育性農業措施實施年數之間的關係 417
圖36. 清晰的土壤容積密度和土壤有機碳的關係 418
圖37. 研究區域 429

圖38. 1994~2008 年期間七種小麥作物產量的平均值，自 1993 年開始的典型黏聚濕潤黑沃土的長期實驗處理組 445
圖39. 安大略省南部實地田間規模的商業性農業操作的完全隨機設計 464
圖40. 加拿大安大略省南部，將生物炭作為土壤改良劑的經濟分析，價格為 2800 加元 / 噸 468
圖41. 加拿大安大略省南部，將生物炭作為土壤改良劑的經濟分析，價格為 300 加元 / 噸 468
圖42. 加拿大安大略省南部農業生產者對生物炭做為農業土壤改良劑的看法之文字雲 469
圖43. 影響加拿大安大略省南部農業生產者在其田地上應用生物炭的意願因素 469
圖44. 案例研究地點的物理位置地圖（緯度：北緯 49°57'29"，經度：西經 97°55'17"） 475
圖45. 柳樹河岸緩衝系統的設計佈局 475

照片目錄

照片1. 黎巴嫩南部經耕犁的橄欖園 9

照片2. 2014 年 4 月，（左）覆蓋在黎巴嫩北部的橄欖園地面上的野豌豆（*Vicia sativa*） 10

照片3. 位於黎巴嫩南部橄欖園的自生植被，吸引益蟲 10

照片4. 馬達加斯加高地阿里武尼馬穆（Arivonimamo）的田間試驗 19

照片5. 與農民交流施肥和永續措施知識的預備會議（2018 年） 19

照片6. 多數馬拉威農民所使用田畦–通道–田畦系統（ridge-pathway-ridge system），田畦每年會被分開並翻土（split-and-turned） 28

照片7. 永不斷糧倡議的永續農業經理 Peter Kaniye 拿著重達 21.8 公斤當地產的薯蕷（*Dioscorea* spp.） 29

照片8. 最少耕犁 44

照片9. 覆蓋在土壤的枯殘株 44

照片10. 作物間作（穀類–豆科間作）和作物輪作 45

照片11. Zeekoegat 保育性農業試驗，包括栽培系統的處理 65

照片12. 田野孵育所發展的三個階段 88

照片13. 用於農場實地飼育糞金龜所用的田野飼育籠 88

照片14. 生長在小麥殘茬中的野豌豆，小麥是在棉花之後播種的 102

照片15. 棉花種植前以野豌豆作物做敷蓋（2016 年春天） 102

照片16. 在燕麥殘茬中生長的棉花 102

照片17. 棉花殘茬敷蓋（收穫後） 102

照片18. 洪水過後棉花生長 102

照片19. 依 Bollgard 3™ 基改棉花品種核准措施種植者或許能免去收穫後的翻土 102

照片20. 2012 年新南威爾斯州（澳洲東部）的北部臺地 112

照片21. 中國東北地區的免耕措施，東北地理與農業生態研究所 121

照片22. 2005 年，泰國東北部的稻農在收割水稻 134

照片23. 在泰國華富里府做為實驗田的玉米田，進行稻稈敷蓋、炭化稻殼、耕犁和免耕栽培的實驗 134

照片24. V140（Nährstoffsteigerungsversuch）位於德國明歇貝格的 168 個樣區 147

照片25. 此張圖片說明溫帶地區將草地改為農田的的負面措施（歐洲，德國） 154
照片26. 2009 年長期實驗開始時的生物炭分佈，該地點位於義大利蒙特普齊亞諾的拉布萊斯卡 164
照片27. 2009 年長期實驗開始時的生物炭分佈，該地點位於義大利蒙特普齊亞諾的拉布萊斯卡 164
照片28. 2020 年進行的葡萄園實驗 165
照片29. 冬季覆蓋作物 174
照片30. Life HelpSoil 計畫研究地點 174
照片31. 研究涵蓋之兩種不同土壤管理類型的橄欖園 183
照片32. 2019 年西班牙卡塞雷斯（Cáceres），類稀樹草原的混農林牧系統 193
照片33. 馬德里省（西班牙）坡地雨養葡萄園的不同覆蓋作物 203
照片34. 2014 年馬德里的雨養橄欖園（Finca La Chimenea, IMIDRA），有大麥（左）和二穗短柄草（右） 203
照片35. 冬季新灌溉的土地（噴灑器右側）與同一土壤單元上的雨養區（噴灑器左側）之間的「邊界」區域圖片 211
照片36. 2017 年，作物修剪季節後投入使用的粉碎機，西班牙，阿爾穆涅卡爾 219
照片37. 2018 年 1 月，在梯田地形中，土壤敷蓋的酪梨，西班牙，阿爾穆涅卡爾 220
照片38. 2016 年，每年更換敷蓋袋後的土壤採樣，西班牙，阿爾穆涅卡爾 220
照片39. 2016 年，實驗農場中梯田的亞熱帶作物配置。西班牙，阿爾穆涅卡爾 220
照片40. 不同改良土壤管理措施下，行間的地被植物覆蓋情形，以上為局部視圖 229
照片41. 手動將生物炭施用於土壤表面並透過曳引機犁地翻入改良劑 238
照片42. 實地實驗的地景圖 238
照片43. 在現有的杏仁階地上 2150 平方公尺的區域實施趨合農業（照片右側的綠色區域） 253
照片44. 不同分層和演替階段的植物和樹木的種類，2020 年 6 月 28 日 253
照片45. 照片 45.（a）2017 年 2 月（第一年），趨合農業的初始研究地點，現有的階地；（b）2020 年 6 月，同一地區（第三年） 254
照片46. 照片 46. 二氧化碳排放基線地點和趨合農業地點的位置，二氧化碳排放基準線地點為紫色，趨合農業地點為綠色 255

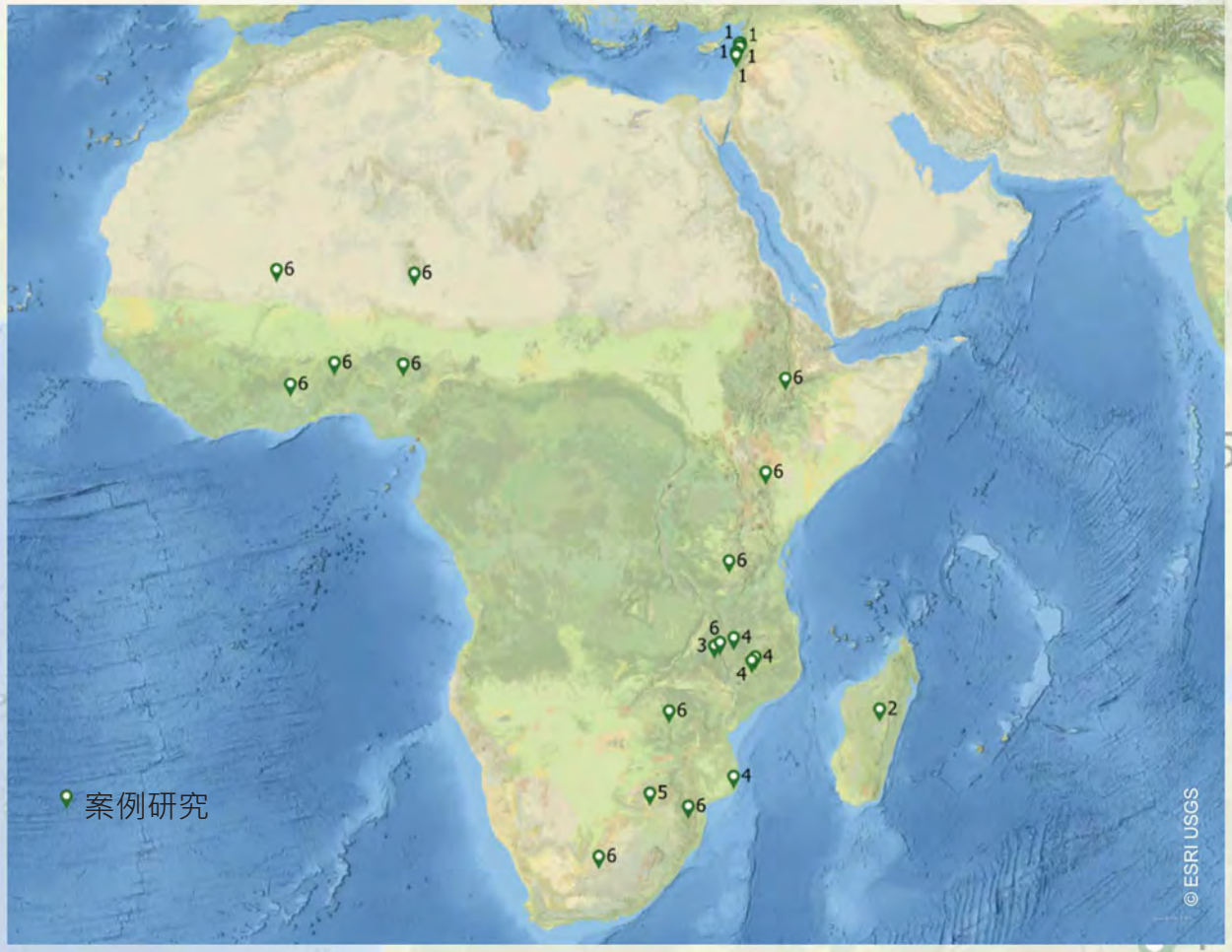
照片47. 2020 年 6 月 28 日，基準線（左側樣本：犁過的階地）和採用趨合農業三年後（右側樣本：趨合農業區域）的土壤顏色差異，西班牙格拉納達的瓜爾喬斯 255
照片48. 趨合農業的生物多樣性和美學成果。圖片拍攝於春季，行間也顯示了正在準備生產辣椒，2020 年 5 月 6 日，西班牙格拉納達，瓜爾喬斯 256
照片49. 土耳其中部卡拉皮納爾的醃漬用甜瓜田 265
照片50. 帶有草原土撥鼠（prairie dog）洞的醃漬用甜瓜田 265
照片51. 棉花收穫後的殘體用作燃料 274
照片52. 7 月，第二輪作物玉米的過度灌溉 274
照片53. 使用溝灌的棉花種植 275
照片54. 顆粒狀的有機礦物質肥料 282
照片55. 農場堆肥（糞肥 + 修剪殘體和 / 或秸稈） 292
照片56. 西班牙南部哈恩省（Jaén），有（A）和沒有（B）自生覆蓋植物的橄欖園 301
照片57. 阿根廷（Ines Indart）的拉瑪蒂爾德（La Matilde），採用永續性土壤管理措施（連續的覆蓋作物）七年後，土壤的有機碳庫存增加，並改善了土壤結構 318
照片58. 阿根廷薩爾塔省拉斯拉吉塔斯（Las Lajitas），在亞熱帶氣候下將多年生牧草納入輪作 319
照片59. 在輪作中使用覆蓋作物，圖片：阿根廷薩爾托（Salto），作為覆蓋作物的毛野碗豆（hairy vetch） 319
照片60. 阿根廷科爾多瓦（Córdoba），耶穌瑪麗亞（Jesús María），在輪作中加入覆蓋作物；生長在玉米殘體下的黑麥覆蓋作物 320
照片61. 2020 年 3 月玉米收成前，免耕系統下的玉米和用飛機播種的覆蓋作物 348
照片62. 2019 年春季播種玉米前，採用覆蓋作物長柔毛野豌豆（*Vicia villosa*）來控制雜草和固氮 349
照片63. 信號草牧場的實驗樣區：左邊是對照組（T00），右邊是石灰和施肥組（T4wf） 360
照片64. 建立大型壟體田地的簡易示意圖 370
照片65. 生長在低地大壟體上的大豆，2013 年 1 月，巴西南里約格蘭州，佩洛塔斯 371
照片66. 黑燕麥（*Avena strigosa*）的牧場，在 19 公頃的樣區上用八公尺大的壟體進行栽培，巴西佩洛塔斯，2012 年 8 月（經參與者許可） 371
照片67. 巴西馬托格羅索州（Mato Grosso State），北新卡納昂（Nova Canaã do Norte）的混農牧業系統，參考 Oliveira 等人（2018） 380
照片68. 巴西南部整合作物–畜牧的代表性地景 396
照片69. 巴西南部增加土壤殘體的整合作物–畜牧輪作模型 396

照片 70. 哥倫比亞亞馬遜地區的可可混農林業和森林復育，由哥倫比亞卡克塔（省）管轄區的混農林業保育專案實施 411
照片 71. 在加勒比地區實施的混林牧業系統，由哥倫比亞安地斯、加勒比和奧里諾科地區永續畜牛專案實施 411
照片 72. 波哥大水基金專案在哥倫比亞安地斯地區實施的森林復育 412
照片 73. 玉米殘茬上的小麥，墨西哥瓜納華托州維拉格蘭（Villagrán）的農業技術田「Xonotli」，2017~2018 年的秋冬週期 423
照片 74. 小麥和玉米殘體上的玉米，墨西哥瓜納華托州維拉格蘭的農業技術田「Xonotli」，2017~2018 年的秋冬週期 424
照片 75. 玉米覆蓋小麥和玉米的殘體（左）和玉米覆蓋小麥殘體（右） 424
照片 76. 退化膨轉土上的玉米 425
照片 77. 傳統農業中膨轉土上的玉米 425
照片 78. 上圖：墨西哥特拉斯卡拉州在特拉爾潘市（Tlapan, Tlaxcala, Mexico）為農業生產而剛破碎與整好地的灰蓋樣區 436
照片 79. 重型機械進行破土 436
照片 80. 梯田的形成（terrace formation） 437
照片 81. 整平灰蓋樣區以利耕作 437
照片 82. 耕作的灰蓋樣區 438
照片 83. 耕作的灰蓋樣區 438
照片 84. 2~4 年後，將作物轉移到牧草圍場，而牧草則轉移到耕作樣區 448
照片 85. 位在委內瑞拉奧維斯波斯自治區巴里納斯州西洛斯亞諾斯（Western Llanos of Barinas State, Obispos municipality, Venezuela）的 18 年牧草地 457
照片 86. 委內瑞拉奧維斯波斯自治區巴里納斯州西洛斯亞諾斯的熱帶半落葉林 458
照片 87. 委內瑞拉奧維斯波斯自治區巴里納斯州西洛斯亞諾斯的五年牧草地 458
照片 88. 本案例研究所使用的雲杉–松樹生物炭，在實地田間研究的第一年施用（三噸 / 公頃） 472
照片 89. 生物炭實地田間規模試驗 472
照片 90. 2013 年 8 月 27 日，於 2013 年生長季節建立結束時的雙行柳樹生長情況 480
照片 91. 2016 年 7 月 26 日，建立三年後的植被生長情況 481
照片 92. 2016 年 10 月 8 日，沿著艾利鎮的柳樹緩衝區發現的白尾鹿 481

照片 93. 2016 年 11 月 7 日，Rhonda Thiessen 使用 Felco 修枝剪收割副樣區柳樹緩衝區生物量 482
照片 94. 加拿大農業與農業食品部（AAFC）的員工在收成艾利鎮柳樹緩衝區的生物量–2019 年 11 月 18 日 482
照片 95. 位於加拿大農業及農業食品部，諾曼丁研究農場的大麥和牧草實驗樣區 491
照片 96. 在加拿大農業及農業食品部，諾曼丁研究農場的牧草樣區上施用液態乳牛糞肥 491
照片 97. 在 7 月冬小麥收穫後的秋季（9 月 / 10 月）進行分區耕犁，準備於隔年 5 月在耕犁區種植春季的玉米穀物 497
照片 98. 肯塔基州萊星頓市紡錘頂農場的板犁（左）和免耕（右）玉米，其覆蓋作物生物量分別混合在土壤層和留在土壤表面 505
照片 99. 行栽作物（row crop）的噴灌 513
照片 100. 美國加州聖華金谷果園的就地磨碎過程 520
照片 101. 美國加州聖華金谷果園裡，木屑塊在納入土壤前，被鋪在果園地面的情況 521

全球概要圖

非洲和
近東與北非地區



案例研究編號	地區	標題	措施一	措施二	措施三	持續時間（年）
1	近東與北非地區	黎巴嫩橄欖園免耕的短時效應	覆蓋作物	免耕		5~9
2	非洲	馬達加斯加復育土壤生態功能的農業措施	土壤肥力綜合管理	添加有機物（糞肥、堆肥）	生物肥料	2
3	非洲	馬拉威永不斷糧（Never Ending Food, NEF）永續農業倡議	永續農業（permaculture）			不適用
4	非洲	莫三比克的保育性農業	保育性農業	少耕	施肥	2~5
5	非洲	南非的保育性農業	保育性農業	少耕	間作	6
6	非洲	非洲的糧豆類與穀類間作	間作	免耕	氮肥施用	2~11

1. 黎巴嫩橄欖園免耕的短時效應

Therese Atallah[1], Marie Nabhan[2], Souzi Rouphael[1]

[1] Faculty of Agricultural Sciences, Lebanese University, Lebanon
黎巴嫩大學農業科學學院

[2] Lebanese agricultural research Institute, Tel Amara, Lebanon
黎巴嫩農業研究院

1. 相關措施和熱點

免耕（no-tillage）、覆蓋作物（cover crops）；旱地

2. 案例研究說明

評估免耕對土壤有機碳（soil organic carbon, SOC）累積的影響；研究地點為位於亞潤濕地中海（sub-humid Mediterranean）氣候地區的橄欖園中。研究田包括九個系列：四個位於北黎巴嫩，三個位於黎巴嫩山，兩個位於南黎巴嫩。每個系列包括三個橄欖園，分別採用慣行耕犁（照片 1）、免耕搭配覆蓋作物：野豌豆（*Vicia sativa*）（照片 2）、自生植被（照片 3）或施用除草劑。對照組是離橄欖園不遠處，且由原生橡樹 / 松樹覆蓋的林地。每個橄欖園收集的混和土壤樣本來自兩種不同深度（0~10 公分和 10~30 公分）。將來自兩種不同深度的土壤有機碳進行比較後發現，免耕處理和未經整土干擾的林地之間沒有差異；另一方面，慣行耕作管理和免耕加上施用除草劑管理的橄欖園之間也沒有差異。免耕地可視為介於耕犁地和林地之間。採用的時間需夠久（約五年），此種做法才能有大量的土壤有機碳累積。此外，從含有細小礦物顆粒（<50 μm）的腐植化部分，測得土壤有機碳。該受保護的土壤部分可能是免耕系統中，充實土壤有機碳的主因。對照總體土壤的土壤有機碳，相較於慣行耕作處理（42.9% 為土壤有機碳），免耕地中腐植化的土壤有機碳略有增加（57.2% 為土壤有機碳）。在未經整土干擾的形況下，土地於上層土壤處會形成垂直分層。在被原生植被覆蓋的土壤中，43% 的碳庫存位於土壤上層 10 公分處，而橄欖園中的庫存則為 37%。此外，在免耕橄欖園中，有機碳庫存（0~30 公分）增加量為 0.83 噸碳 / 公頃 / 年。儘管短期來看土壤有機碳有增加，但保育耕作地的土壤有機碳庫存仍比林地少 20%。

3. 案例研究背景

橄欖（*Olea europea* L.）在黎巴嫩農業中佔有重要地位。橄欖種植面積約為 563 平方公里，占總農業用地的 8%（IDAL, 2014）（黎巴嫩投資發展局，IDAL）。橄欖園主要是靠自然降水做為水源（即雨養，rainfed），從北到南的所有省份都有橄欖園，且近期開始在貝卡谷地（Bekaa valley）北部靠人工灌溉來擴大橄欖園面積（Verner et al., 2018）。位於較高海拔的橄欖園可能會受到水土流失的影響，因而有土壤品質和結構惡化的問題。此外，雜亂無章的地形起伏和狹窄梯田，使得農業機械操作相當困難。因此在這些條件下，免耕做法可能較為方便且有益。試驗起於 2007 與 2008年間，先從四公頃的免耕面積為開始，在之後的種植季增加至 562 公頃。此方法試行地位於敘利亞以及黎巴嫩，嘗試在橄欖園結合豆科覆蓋作物一同種植（Jouni et al., 2012）。

該案例研究的氣候條件為暖溫帶乾燥〔亞潤濕地中海東部（sub-humid east Mediterranean）〕，其特點是年降雨量 800 毫米，年溫度約 18℃。土壤類型為黏移土（Luvisol）、風積土（Regosol）和變育土（Cambisol）。由免耕處理與採用慣行方式管理（每年耕犁兩或三次）的果園相互比較；而果園位於同個地點（類似的土壤類型和環境條件）進行成對比較。相較於慣行耕作的果園，九對中的七對顯示，在免耕情況下碳庫存會增加。此研究旨在調查，經短期免耕和越冬覆蓋作物等措施管理後，其園內土壤有機碳的變化；來自不同橄欖園的土壤有機碳被加以評估，而橄欖園的管理方式包含：結合覆蓋作物的免耕、使用除草劑的免耕和慣行耕犁等。未經耕犁干擾的林地土壤為參考點（圖 1）。

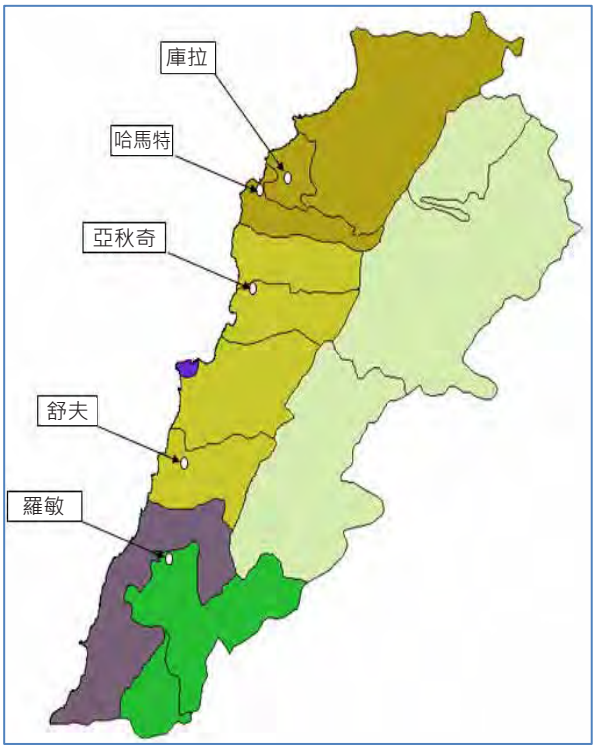


圖 1. 黎巴嫩地圖，顯示此研究中橄欖園土壤和有機碳研究的地點

來源：Thérèse Atallah, Marie Nabhan 和 Souzi Rouphael

4. 擴大規模的可能性

大平原地區的橄欖園採用免耕結合施用除草劑的措施，可追溯至約於 40 年前。採用這種方法是出於經濟考量（節省燃料、勞動力等），也是一種現代且創新的措施。在橄欖園和果園擴大免耕和覆蓋作物的規模是相當可行的；而實行免耕時，土壤需維持自生植被或有作物覆蓋。不過在文化和經濟方面，這點似乎很難被農民和專業人士接受；農民和管理人員擔心這種措施所產生的後果，他們認為此措施可能會「傷害」土壤性質，特別是通氣性。另一個經常與免耕有關的問題是雜草叢生，特別是多年生雜草。種植者認為此措施是很差且會帶來負面觀感的措施，別人會質疑自己無妥善管理農地的技能。此外，終止覆蓋作物的生長需要相關設備，如切碎機（shredder）可能無法獲得；因此對農民來說，這一點和種子的成本可能是造成採用該措施的阻礙。

5. 對土壤有機碳庫存的衝擊

耕犁果園的上層土壤 30 公分處，其基準線碳庫存（baseline C stock）為 58.7 噸 / 公頃，而免耕管理果園的碳庫存可達 62.5 噸 / 公頃（表 1）；而 0.76 噸 / 公頃 / 年的增加量可以在短期（約 五年）管理中達到。當把土壤深度分為 0~10 公分和 10~30 公分時，果園中 0~10 公分的土壤有機碳數量為 21.2~23.2 噸 / 公頃，林地則為 34.1 噸 / 公頃。在更深的深度時，10~30 公分的土壤有機碳數量介於 36~39 噸 / 公頃，而有原生植被的土壤則為 45 噸 / 公頃。這顯示碳儲量有可能增加，也就是在上層 10 公分處增加約 12 噸 / 公頃，而在深度達 10~30 公分處則增加約為 9 噸 / 公頃。

表 1. 橄欖園所獲得的碳庫存

土壤類型	碳庫存（噸碳 / 公頃）			持續時間（年）	額外的碳儲量（噸碳 / 公頃 / 年）	深度（公分）	未經耕犁干擾林地的碳庫存（噸碳 / 公頃）
	耕犁	免耕結合覆蓋作物	施用除草劑				
黏移土 風積土 變育土	58.7	62.5	57.6	5	0.76	0~30	79.3

在黎巴嫩暖溫帶乾燥氣候條件下，透過慣行耕犁（基準線）、免耕或施用除草劑管理的橄欖園，以及未經耕犁林地中的碳庫存

6. 該措施的其他效益

6.1. 改善土壤性質

減少整土干擾可能加速橄欖園中土壤有機碳的累積，這可能是促進碳固存與抵消由黎巴嫩居民在發電、運輸所產生的溫室氣體影響的重要步驟（MoE/UNDP/GEF, 2015）。此措施的其他益處包含：改善土壤的水分保留（Jouni et al., 2012），以及藉由加強土壤滲透性，而減少雨滴對土壤表面的衝擊（Gomez et al., 2018）。

此措施對土壤養分狀態也會有所影響。土壤的養分能被覆蓋作物吸收並且重複利用，減少養分損失，但因此減少供給橄欖樹的養分。此外，土壤團粒較不會遭到破壞，有利於土壤中的軟體微型節肢動物生長。微型節肢動物是公認代表土壤品質的生物指標；在沒有耕犁的情況下，橄欖園土壤中的微型節肢動物數量增加（Jdid, 2014）。

6.1. 改善土壤性質

表 2. 土壤威脅

土壤威脅	
土壤侵蝕	本案例研究未評估土壤侵蝕情形，但裸露土壤和慣行耕犁管理的橄欖園相比，覆蓋作物有助於減少西班牙橄欖園的土壤流失（Gomez et al., 2018）。
養分的失衡和循環	透過覆蓋作物來吸收越冬土壤中的有效氮（N）、磷（P）和鉀（K），以改善養分循環。非豆類覆蓋作物特別適用此措施（Rouphael et al., 2019）。免耕田地可以使土壤有機質、磷和鉀的含量增加，而其所帶來的益處會隨實施的年數而漸增（Jouni et al., 2012）。
土壤汙染	早期一項關於越冬覆蓋作物的研究發現，若種植非豆科植物或混合兩種作物種類（一種豆科植物加一種穀物），能降低土壤的硝酸鹽淋洗作用（nitrate leaching）（Rouphael et al., 2019）。在西西里島的其他地方，種植覆蓋作物來做為緩衝帶，可以有效管理土壤硝酸鹽的含量（Novara et al., 2013）。
土壤生物多樣性損失	研究土壤有機碳的同時，也進行土壤微型節肢動物（micro-arthropods）編目的相關調查。減少整土干擾，會增加土壤中的微型節肢動物，特別是軟體節肢動物（Jdid, 2014）。
土壤水分管理	早期一項免耕條件下的研究顯示，覆蓋作物（本質上是野豌豆）有助於增加土壤中的水分（Jouni et al., 2012），對雨養果園來說，土壤含水量為重要的土壤性質。

6.3. 產量增加（如食物、燃料、飼料、木材）

從另一方面來看，土壤表面覆蓋越冬植被是有益的；成群的綿羊或山羊（甚至是蛋雞）能在果園裡自由漫步，以地表植被為食。此措施在黎巴嫩內陸山區（前黎巴嫩地區）進行測試，覆蓋作物種植於雨養櫻桃樹下（Darwish et al., 2012）。除了為小型反芻動物提供免費的放牧地外，這些被餵養的動物還能幫助縮短不斷生長的植被長度，使其日後更容易被切碎。

由於橄欖是隔年結果（alternate bearing），此實驗因而無足夠時間來觀察產量；其他研究人員在長期實驗中發現，此措施有產量下降的潛在風險（Gmez, 2017）。

6.4. 緩解和適應氣候變遷

黎巴嫩農業相關產業所產生的溫室氣體排放較小（僅占全球排放量的 3.6%）。儘管如此，仍可採用永續的措施，來減輕氣候變遷所造成的影響，如乾旱。事實上，保育性農業以及改用肥灌（fertigation）和滴灌（drip irrigation）為減緩氣候變遷的建議農法（MoE/UNDP/GEF, 2015）。

6.5. 社會經濟效益

- ♦ 肥料添用量因養分循環的改善而減少
- ♦ 改善水資源管理及其對雨養橄欖生產的效果
- ♦ 減少耕犁與雜草防治相關的費用
- ♦ 獲得放牧小型反芻動物的潛在好處。

7. 該措施的潛在缺點

7.1. 權衡對土壤功能的其他威脅

表 3. 土壤威脅

土壤威脅	
土壤水分管理	目前尚未有證據顯示，覆蓋作物會與主要作物競爭。原因是橄欖為雨養，而覆蓋作物會在相對早期的時間被中斷生長。因此，覆蓋作物在土壤中可以保留較多的土壤水分。

7.2. 溫室氣體排放量增加

研究人員探討使用覆蓋作物可能會促使溫室氣體排放的問題。綜觀全球，覆蓋作物可能藉由回收氮而降低脫氮作用（denitrification）的風險。事實上，研究已發現，在地中海的環境下的受灌溉玉米田，使用豆科和非豆科覆蓋作物能大幅提高農藝效率，但不會增加累積性或單位產量的氧化亞氮的損失（Guardia et al., 2016）。

7.3. 與其他措施的衝突

衝突的發生更多是在於農民對減耕的意願。橄欖園每年可能要耕犁兩次或三次，以提升土壤的通氣性和防治雜草。若園內「雜草」叢生會被認管理沒有做好；也因此農民才會偏向使用除草劑，特別是較大的果園。同樣地，保育性農業也常發現雜草叢生的現象（Chalak et al., 2017）。

7.4. 產量減少（如食物、燃料、飼料、木材、纖維）

只要在適當的時候終止覆蓋作物生長，並進行適當的管理，就不會對橄欖樹的生產或水分平衡造成負面的影響。

7.5. 其他衝突

一位正在試用此措施的地主（Bassil D. 個人交流）提及一個限制，即是覆蓋植被會在春末 / 夏末 / 初秋時會變乾；而這造成農地容易發生火災，此為地中海國家在夏末時會發生的嚴重事件。

8. 實行該措施前的建議

建議累積更多知識，包括：

- ◆ 覆蓋物種的選擇和取得性
- ◆ 最佳的措施（播種時間、終止時間和方法）
- ◆ 採用此措施所需的相關設備
- ◆ 此措施對土壤與作物性質影響的實地示範。

9. 採用該措施的潛在障礙

表 4. 採用該措施的潛在障礙

障礙	有 / 無	
文化	有	需要關於覆蓋作物播種和終止的知識訣竅。機械或設備可以使用切碎機，將切碎後的植物材料，非常淺地翻耕入土。
社會	有	由於許多因素，特別是農民對免耕的看法，造成採用意願不高（Chalak et al., 2017）。
經濟		
機構	有	缺少農業推廣服務的支援和提倡
法律	無	橄欖種植者一般都是園地的所有人，因此並無法律權利方面的障礙。
知識	有	見 7.6 節。

照片

照片 1. 黎巴嫩南部經耕犁的橄欖園

照片 2. 2014 年 4 月，（左）覆蓋在黎巴嫩北部的橄欖園地面上的野豌豆（*Vicia sativa*）（右）在同一田地內，在同一季很後期，觀察到成熟野豌豆的豆莢；野豌豆具有自我播種一次的能力

照片 3. 位於黎巴嫩南部橄欖園的自生植被，吸引益蟲

誌謝

此研究獲得黎巴嫩國家科學研究委員會（Lebanese National Council for Scientific Research）的支持。研究人員感謝所有歡迎並授權採樣和測量的橄欖園農民。

參考文獻

Chalak, A., Irani, A., Chaaban, J., Bashour, I., Seyfert, K., Smoot, K. & Abebe, G.K. 2017. Farmers' willingness to adopt conservation agriculture: new evidence from Lebanon. *Environ Manage.*, 60(4): 693-704. https://doi.org/10.1007/s00267-017-0904-6.

Darwish, T.M., Jomaa, I., Atallah, T., Hajj, S., Shaban, A., Zougheib, R. & Sibai Ouayda, F. 2012. An agropastoral system as a practice to enhance organic matter in Lebanese inland mountainous soils. *Lebanese Sciences Journal*, 13(1): 3-14.

Gómez, J.A. 2017. Sustainability using cover crops in Mediterranean tree crop, olives and vines – Challenges and current knowledge. *Hungarian geographical Bulletin*, 66(1): 13-28. https://doi.org/10.15201/hungeobull.66.1.2

Gómez, J.A., Campos, M., Guzmán, G., Castillo-Llanque, F., Vanwalleghem, T., Lora, Á. & Giráldez, J.V. 2018. Soil erosion control, plant diversity, and arthropod communities under heterogeneous cover crops in an olive orchard. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(2): 977–989. https://doi.org/10.1007/s11356-016-8339-9

Guardia, G., Abalos, D., Garcia-Marco, S., Quemada, M., Alonso-Ayuso, M., Cardenas, L.M., Dixon, E.R. & Vallejo, A. 2016. Effect of cover crops on greenhouse gas emissions in an irrigated field under integrated soil fertility management. *Biogeosciences*, 13: 5245-5257. https://doi.org/10.5194/bg-13-5245-2016

IDAL. 2014. *Olive oil industry in Lebanon.* Investment development authority of Lebanon. 13 pages. (also available at: https://investinlebanon.gov.lb/Content/uploads/SideBlock/140310055218667~Olive%20Oil%20Presentation%20-%20Web.pdf)

Jdid, S. 2014. *Effect of soil management on the soil biological quality of the Lebanese olive orchards.* Department of plant Production, Faculty of Agricultural Sciences, Lebanese University (MSc thesis).

Jouni, K., Bashour, I., Adada, F., Skaff, S. & Stefan, C. 2012. *Development of conservation agriculture in Lebanon*. [Cited 9 July 2020]. https://www.researchgate.net/publication/341281701_Development_of_Conservation_Agriculture_in_Lebanon

MoE/UNDP/GEF. 2015. *National greenhouse gas inventory report and mitigation analysis for the agricultural sector in Lebanon*. Beirut, Lebanon.

Novara, A., Cristina, L., Guaitoli, F., Santoro, A. & Cerda, A. 2013. Managing soil nitrate with cover crops and buffer strips in Sicilian vineyards. *Solid Earth*, 4: 255-262. https://doi.org/10.5194/se-4-225-2013

Rouphael, S., El Mekdad, F., Mouawad, A., Mjallal, M., Touma, E., El Hajj, S., Hajj, A. K. & Atallah, T. 2019. Performance of overwinter cover crops in coastal Lebanon. *Lebanese Science Journal*, 20(1): 89-103. https://doi.org/10.22453/LSJ-020.1.089-103

Verner, D., Ashwill, M., Christensen, J., Mcdonnell, R., Redwood, J., Jomaa, I., Saade, M., Massad, R., Chehade, A., Bitar, A. & Treguer, D. 2018. *Droughts and agriculture in Lebanon – causes, consequences and risk management*. First report on compliance of ITPGRFA. MENA-Regional drought management system. https://doi.org/10.1596/30595

2. 馬達加斯加復育土壤生態功能的農業措施

Eric Blanchart[1], Laetitia Bernard[1], Jean Trap[1], Tantely Razafimbelo[2], Onja Ratsiatosika[2], Kanto Razanamalala[2], Patrice Autfray[3], Paulo Salgado[4], Sarah Audouin[5,6,7]

[1] Eco&Sols, Univ Montpellier, CIRAD, INRA, IRD, Montpellier SupAgro, Montpellier, France
法國土壤與農業系統功能生態學與生物地球化學聯合研究單位（Eco&Sols，由法國蒙特佩利爾大學、農業研究發展國際合作中心、國家農業研究院、法國發展研究院與蒙特佩利爾農業研究機構組成）

[2] Laboratoire des Radio-Isotopes, University of Antananarivo, Antananarivo, Madagascar
馬達加斯加安塔那那利佛大學放射性同位素實驗室

[3] AIDA, Univ Montpellier, INRA, Montpellier SupAgro, CIRAD, Montpellier, France
法國農業研究發展國際合作中心（CIRAD）蒙特佩利爾大學一年生作物的生態農業與永續集約化（AIDA）、國家農業研究院（INRA）、蒙特佩利爾農業研究機構（SupAgro）

[4] SELMET, Univ Montpellier, CIRAD, INRAe, Montpellier SupAgro, Montpellier, France
法國農業研究發展國際合作中心（CIRAD）蒙特佩利爾大學熱帶與地中海動物生產系統（SELMET）、國家農業、食品與環境研究院（INRAe）、蒙特佩利爾農業研究機構（SupAgro）

[5] Innovation, Univ Montpellier, CIRAD, INRA, Montpellier SupAgro, Montpellier, France
法國農業研究發展國際合作中心（CIRAD）蒙特佩利爾大學創新研究、國家農業研究院（INRA）、蒙特佩利爾農業研究機構（SupAgro）

[6] CIRAD, UMR Innovation, Antsirabe, Madagascar
馬達加斯加法國農業研究發展國際合作中心（CIRAD）聯合研究單位（UMR）創新研究

[7] Centre National de Recherche Applique au Dveloppement Durable (FOFIFA, Antsirabe, Madagsacar
馬達加斯加國家永續發展應用研究中心（FOFIFA）

1. 相關措施和熱點

土壤肥力整合管理、有機肥施用〔糞肥、（蚓糞）堆肥〕、礦物質施肥、生物肥料施用、施放蚯蚓（earthworm inoculation）

2. 案例研究說明

隨著農業生態學的發展，現代人非常關注農業系統內生態過程的發生。然而，在農業措施中，儘管土壤生態過程和地下生物的多樣性，皆公認為有提高生態系統服務的潛力，且能同時傳遞和促進多種生態系統功能，但卻很少受到關注（Ratnadass, Blanchart and Lecomte, 2013; Clermont-Dauphin et al., 2014; Blanchart et al., 2020）。對於在熱帶地區脆弱貧瘠土壤上種植作物的小農來說，土壤功能復育（soil function restoration, SFR）尤為重要，在那裏可以利用的農業化學品很難獲得，且又深受氣候變遷的影響。復育土壤功能首先要務是恢復非生物的環境或棲息地，進而提供能量給土壤生物群。土壤功能復育的措施包括：（1）投入富有農業生態功能的原始有機物，如蚓糞堆肥、堆肥、改良糞肥；（2）有效結合有機與礦物質的投入，促進植物功能；（3）生物肥料施用，即接種可與土壤及植物互利共生的生物（如蚯蚓、菌根菌等等），以恢復部分土壤功能；（4）採用對創新的土壤功能復育措施有反應成效之作物品種。

進行農業轉型時，瞭解和管理植物和土壤的相互作用以及回饋具有挑戰性。關鍵的問題是在農業生態的農業系統中，需要採用哪些農藝干預措施才能成功復育土壤功能？在馬達加斯加，以結合施肥做法和與農民共同設計的各種做法為基礎，已經在「土壤生態功能復育專案（Soil ECological function Restoration, SECuRE）」的框架下進行測試；而此專案旨在恢復土壤生態功能，以加強農業生態轉型中雨養水稻栽培系統的農業系統服務，由 Agropolis 基金會在 2017~2022 年資助。透過測量各項許多參數，並與農民交流知識，評估各種做法在農藝、社會經濟和生態表現。另外還設計參與式方法，協助研究人員更能瞭解農民對土壤肥力決策的看法與驅使因素，亦幫助農民更加瞭解試驗規則和結果。

3. 案例研究背景

實驗在馬達加斯加的伊達西（Itasy）地區進行，該地區位於安塔那那利佛（Antananarivo）以西 40 公里（GPS 座標：19°03'14.3"S、47°15'24.5"E），靠近阿里武尼馬穆（Arivonimamo）市。該地區海拔約為 1400 公尺。地勢傾斜，有花崗岩山和岩石露出。氣候方面，有兩個非常明顯的季節：10 月~3 月為濕熱季節，4 月~9 月則為涼爽乾燥的季節。該地區的特點是年平均氣溫為 18℃，年平均降雨量為 1300 毫米。土壤是紅色至棕色的高度不飽和鐵鋁土（即 FAO 分類中的 Ferralsols）；其上層約有 40% 的黏粒、20% 的坋粒和 40% 的砂粒。土壤富含三水鋁石（gibbsite）；鐵和鋁的氧化物含量很高（31.4% 的氧化鐵和 28.2% 的氧化鋁），而矽的含量低（10%的二氧化矽）。土壤 pH 值介於 4.7~5.1。土壤碳含量低（總碳為 29 克 / 公斤）。根據養分缺少對水稻生長影響的試驗顯示，極度缺乏的養分依序為：磷 > 鈣 > 鎂 > 氮（Raminoarison et al., 2020）。磷是主要的限制養分，因為土壤有機物含量低（因此導致有機磷含量低），而且土壤吸附磷的潛力高。

該地區的耕地主要集中在低地，占耕地面積將近一半。坡底也是耕種集中的地方（占耕地面積的 1/4 以上）。陡峭且脆弱的山坡以及上層平地是該地區較差的種植區域。低地水稻（*Oryza sativa*）為主要作物，通常與蔬菜在同一年輪作。由於長期耕作，低地地區已趨於飽和。而在高地土壤（山坡）只占耕地面積的一小部分，目前主要以雨養方式，種植水稻和其他穀物或塊莖作物。然而，由於生產更多主食作物的需求，水稻高地種植面臨許多限制，如土壤肥力低、病蟲害，以及高肥料成本等。家庭農場的平均面積為 91 英畝（70% 為低地，22% 為高地）。本章討論高地水稻，而非低地水稻〔包括水稻強化系統（System of Rice Intensification, SRI）〕。

4. 擴大規模的可能性

在此實驗中，我們在測試了不同類型的改良劑、肥料、有益生物，將它們與各式管理措施結合施用，來改善土壤生態功能以及植物的反應（生產和產量）。在獲得農民的同意下，選擇使用有機物、礦物和生物等形式的基質；而這些基質大多可以在農場或鄰近地區取得。這種參與式方法和熱帶地區鐵鋁土的通用性質，使本研究的結果很容易轉移應用到世界其他地區，特別是西非、南美和東南亞。研究主要結果顯示，結合有機物和礦物質可以增加土壤的生態功能，並提供一些農業系統的服務，如碳固存、養分循環以及植物生長、營養、產量和抗病性。所有研究結果都可以在該研究專案的網站（法文）上查詢（www.secure.mg）。先在馬達加斯加高地（Malagasy Highlands）的規模下，向小農傳播創新且永續的措施，並進一步將其推廣到更大的範圍，以改善撒哈拉以南非洲地區（sub-Saharan Africa）的糧食安全和農民生計。撒哈拉以南非洲地區的土壤和農民所受限制與馬達加斯加高地類似，包括：脆弱且貧瘠的土壤、化學肥料較不易取得、農場規模小等等。

5. 對土壤有機碳庫存的衝擊

本實驗中，在經兩個栽培季節（即兩年）後，測量土壤的碳含量和庫存。每個處理含 24 個土壤樣本；樣本經風乾後，其土壤碳含量使用 Walkley-Black 法進行測量。用已知體積的圓筒（深度為 10 公分）測量土壤容積密度（bulk density），每次處理有八個重複；土壤在 105℃ 下烘烤後並秤重。土壤碳庫存量按體積計算如下：

土壤碳庫存（噸碳 / 公頃）=碳含量（克 / 公斤）× 土壤容積密度（噸 / 立方公尺）× 深度（土層厚度，公尺）× 10。

基準線碳庫存為對照組（未施肥）所測出的碳庫存值，其值為 28.66 噸碳 / 公頃（上層 0~10 公分）。另外，其他 15 種措施的碳庫存也進行測量；這些措施各有不同的施肥處理。雖然資料尚未發表，但已可在 SECuRE 網站上查詢（www.secure.mg）。受測措施稱為 SFR（Soil Function Restoration practices，土壤功能復育措施），共分成 SFR1 到 SFR16（表 5），其中 SFR16 是無施肥的負對照（negative control）。碳儲量的計算為 SFR 和 SFR16 之間的差異〔同步方法（synchronic approach）〕。

表 5. 不同實驗處理下的平均額外碳儲量（噸碳 / 公頃 / 年）

更多關於該措施的資訊	額外碳儲量（噸碳 / 公頃 / 年）
SFR1：3 噸 / 公頃的牛糞土混合粉料（cattle soil-mixed powder）	0.25 ±1.7
SFR2：3 噸 / 公頃糞肥	0.99 ±1.0
SFR3：3 噸 / 公頃糞肥 +40 公斤 / 公頃氮磷鉀肥	1.18 ±1.9
SFR4：6 噸 / 公頃糞肥	1.30 ±1.4
SFR5：6 噸 / 公頃的保氮糞肥（nitrogen-conserved manure）	0.78 ±2.1
SFR6：6 噸 / 公頃堆肥	2.24 ±3.2
SFR7：6 噸 / 公頃蚓糞堆肥	1.15 ±1.7
SFR8：100 公斤 / 公頃氮磷鉀肥 +100 公斤 / 公頃尿素	0.94 ±2.9
SFR9：6 噸 / 公頃糞肥 +500 公斤 / 公頃白雲石（dolomite）	0.23 ±0.5
SFR10：6 噸 / 公頃糞肥 +500 公斤 / 公頃灰分（ashes）	0.86 ±2.3
SFR11：6 噸 / 公頃糞肥 +500 公斤 / 公頃過磷酸鹽（hyperphosphate）	0.93 ±2.2
SFR12：2 噸 / 公頃糞肥 +2 噸 / 公頃堆肥 +2 噸 / 公頃蚓糞堆肥	0.97 ±1.7
SFR13：2 噸 / 公頃糞肥 +2 噸 / 公頃堆肥 +2 噸 / 公頃蚓糞堆肥 +500 公斤 / 公頃灰分	0.80 ±2.1
SFR14：2 噸 / 公頃糞肥 +2 噸 / 公頃堆肥 +2 噸 / 公頃蚓糞堆肥 +500 公斤 / 公頃過磷酸鹽	0.71 ±2.4
SFR15：2 噸 / 公頃糞肥 +2 噸 / 公頃堆肥 +2 噸 / 公頃蚓糞堆肥 +500 公斤 / 公頃鳥糞（guano）	1.11 ±2.3

計算兩年實驗中，與無施肥處理之對照組的差值

結果顯示，碳儲量潛力差異極大，尤其是使用較多堆肥時（SFR6，六噸 / 公頃），平均額外的碳儲量超過兩噸 / 公頃 / 年。使用較多糞肥（SFR4）和蚓糞堆肥（SFR7）時，對碳儲量（高於一噸 / 公頃 / 年）以及鳥糞複合施肥（SFR15）也有潛在意義。

6. 該措施的其他效益

6.1. 改善土壤性質

物理性質

在實驗中，土壤容積密度在兩年後沒有發生變化，數值在 1.06 克 / 立方公分左右。在使用某些土壤功能復育措施後，會讓團粒形成（乾篩法）發生些微變化，與負對照（41.5%）相比下，其他措施的大團粒百分比有所增加：SFR11 為 47.5%、SFR6 為 47.0%、SFR5 為 46.5%、SFR10 為 46.0%，而 SFR13 則為 45.7%。

化學性質

與 SFR16（1.55 克 / 公斤）相比，許多土壤功能復育措施讓土壤總氮含量（0~10 公分）大幅增加：SFR6 高達 1.83，SFR4、SFR5、SFR7 和 SFR14 約為 1.7。與 SFR16（1.04 毫克 / 公斤）相比，所有土壤功能復育措施中，有效磷（用樹脂萃取分析）也增加：SFR15 高達 4.69、SFR11 為 3.8，而 SFR12、SFR13、SFR14 約為 2.7。

生物性質

藉微生物磷含量來評估微生物的生物量，發現所有土壤功能復育措施中，生物量皆有增加，尤其是 SFR6、SFR4、SFR5、SFR7、SFR12 和 SFR13。施肥也會對土壤大型動物和線蟲產生極大的影響：SFR16 中的線蟲密度（在 250 克土壤中）為 388 隻，而其他土壤功能復育措施則更高，特別是在SFR10（1190）、SFR6（1432）和 SFR15（1692）。以細菌為食的線蟲在 SFR9 和 SFR10 中特別大量。

6.2. 最小化對土壤功能的威脅

表 6. 土壤威脅

土壤威脅	
土壤侵蝕	土壤損失通常隨著土壤有機碳增加而減少（Blanchart et al., 2006）。
養分的失衡和循環	會造成威脅，見上文中有關土壤總氮以及交換性磷的內容。
土壤酸化	pH 值隨著有機肥的施用而增加：負對照組 SFR16 和正對照組 SFR8 的 pH 值較低；所有其他 SFR（尤其是 6-7-9-11-12）的 pH 值都增加。
土壤生物多樣性損失	見上文中有關大型動物和線蟲動物的內容。我們亦調查微生物功能（使用 Ecoplates 進行微生物群落分析）、茶袋和誘餌薄片（bait lamina）
土壤壓實	會造成威脅，見上文中有關土壤容積密度的內容

6.3. 產量增加（如食物、燃料、飼料、木材）

根據實驗第二年結束時的作物產量顯示，土壤功能復育措施之間存在重大的差異。負對照組（SFR16）的產量為 0.04 噸 / 公頃，其值非常低，符合預期；礦物質施肥做法（SFR8）為 0.75 噸 / 公頃，而較差產量則是牛土粉料措施（SFR1），為 1.03 噸 / 公頃。至於其他的做法，產量則超過 2 噸 / 公頃，其中超過 3 噸 / 公頃有：SFR4（最高值 3.59 噸 / 公頃）、SFR9 和 SFR10。

6.4. 緩解和適應氣候變遷

不適用

6.5. 社會經濟效益

透過舉辦兩次參與式農民研習會，評估農民對測試措施的看法。農民評估實驗中所使用的改良劑時，主要考量八項標準：成本、運輸、取得性、對土壤品質的預期影響、對水稻生產的影響、對其他作物的影響、對害蟲的影響以及普及的容易程度。如此多樣的標準，表示農民經過多方面的考量後才會做決定，不但考量經濟問題，也會考量與勞力相關，以及農藝和生態方面的問題。將改良劑成本與每項土壤功能復育措施的水稻產量相比後，進行粗略經濟分析發現，糞肥仍然是最優質的改良劑（相對較高的產量和低成本糞肥）。糞肥與灰分混合（SFR10）也有很高的比率。由於該地區販售的蚓糞堆肥價格甚高，儘管實驗所測得的產量皆高，但所有使用蚓糞堆肥的土壤功能復育措施，其比率因而相對較低。此結果表示農民需要相關的支持和培訓，讓他們能自產蚓糞堆肥，且因應當地規模增加蚓糞生產量，同時亦能降低價格。

7. 實行該措施前的建議

該地區遇到的其中一個障礙即是有機物的取得（牛糞土混合粉料、糞肥以及製作堆肥和蚓糞堆肥所需的其他生物質）。此新措施是以有機質利用作為基礎，在技術、經濟和機構方面的支持，將有助於新措施的採用。這些支持可以形成網絡，涵蓋具有技術的農民、推廣人員和顧問，並由分散管理的國家農業機構提供支持，如此一來就能生產和銷售大量的堆肥或蚓糞堆肥，並與該地區的其他農民交換經驗和傳遞建議。

8. 該措施的其他效益

表 7. 採用該措施的潛在障礙

障礙	有 / 無	
生物物理	有	需要有機物來生產堆肥或蚓糞堆肥。
社會	有	製造有機肥料（堆肥、蚓糞堆肥）所需的時間和勞動力、分配生物質（養牛、堆肥、甚至出售生物質）、農藝（水稻生產）和土壤生態議題的成本和結果皆須有所取捨。
經濟	有	馬達加斯加高原地區的貧困農民取得肥料的機會非常少，甚至對最貧困的農民來說，取得糞肥的機會也非常少。
機構	有	推廣和提供諮詢服務給農民對支援技術變革至關重要。因此，必須對服務提供者，諸如分散管理的公共組織、農民組織或非政府組織等，進行協調，以便為農民提供易取得、相關、及時且負擔得起的建議。因此，從創新的角度來看，僅有技術支援是不夠的，還必須考慮其他服務：能力的建立、進入市場和獲得信貸、支援網絡，以及擴大相關機構支持，以擴大規模（Faure et al., 2019）。
法律	有和無	在馬達加斯加，由於傳統權利與公共權利難以切割，使得土地租佃非常複雜。然而，當地居民容易接受有機肥料，原因是不涉及土地傳繼（與混農林措施中的植樹造林相反）。
知識	有	科學家和農民之間的知識交流對採用此措施至關重要。當地非政府組織傳授知識，協助農民自己生產蚓糞堆肥。
其他：研究模式的選擇	有	研究介入的設計會對研究成果應用，以及生物物理和社會方面的衝擊，產生很大的影響（Faure et al., 2018）。參與式研究方法能夠連結研究人員和農民的知識：將農民的做法納入實驗，確認農民的說法，將農民和研究人員對所測試土壤功能復育措施之成效進行配對評量，並討論相應的取捨。其他研究模式意味著多方利益相關者的承諾：共同設計創新，支持創新過程，促進開放式創新。

照片

照片 4. 馬達加斯加高地阿里武尼馬穆（Arivonimamo）的田間試驗

共同設計 16 種土壤功能復育措施，每種措施有四個重複試驗。左下方為 SFR8（只施用礦物質肥料的做法），顯示使用氮磷鉀的礦物質肥料無法解決養分（鈣、鎂）缺乏問題。右方為 SFR16（沒有施肥的負對照），作物似乎沒有生長。其他土壤功能復育措施結合不同類型的有機物質和礦物質。

照片 5. 與農民交流施肥和永續措施知識的預備會議（2018 年）

此會議旨在確定農民使用改良劑的情形（頻率、取得性、成本.....），並收集農民對土壤品質、水稻生長、改良劑效益的看法（指標）。

參考文獻

Ben Naamane, C.K., Autfray, P., Audouin, S., Bélières, J.F., Blanchart, E., Razafimahatratra, M., Razanakoto, O.R. & Paulo, S. (Eds.) 2020. Gestion comparée de la fertilité au niveau des exploitations agricoles familiales du Moyen-Ouest de la région Vakinankaratra et des Hautes-Terres de la région Itasy à Madagascar. (unpublished), available on www.secure.mg

Blanchart E., Roose E., Khamsouk B. 2006. Carbon (C) losses by erosion and leaching, and C stock changes after two years in banana cropping systems with different practices (Nitisol, Martinique, West Indies). *In* Roose, E., Lal, R., Feller, C., Barthès, B., Stewart, B. (Eds.). *Erosion and Carbon Dynamics*. Advances in Soil Science, CRC Publisher USA, 87-101.

Blanchart, E., Ratsiatosika, O., Raveloson, H., Razafimbelo, T., Razafindrakoto, M., Sester, M., Becquer, T., Bernard, L. & Trap, J. 2020. Nitrogen supply reduces the earthworm-silicon control on rice blast disease in a Ferralsol. *Applied Soil Ecology*, 145: 103341. https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2019.08.003

Clermont-Dauphin, C., Blanchart, E., Loranger-Merciris, G. & Meynard, J.M. 2014. Cropping systems to improve soil biodiversity and ecosystem services: the outlook and lines of research. *In* Ozier-Lafontaine, H. & Lesieur-Jannoyer, M. (Eds.). *Sustainable Agriculture Reviews 14: Agroecology and Global Change*, Sustainable Agriculture Reviews 14. Springer International Publishing Switzerland 2014. https://doi.org/10.1007/978-3-319-06016-3_5

Faure, G., Knierim, A., Koutsouris, A., Ndah, H.T., Audouin, S., Zarokosta, E., Wielinga, E., Triomphe, B., Mathé, S., Temple, L. & Heanue, K. 2019. How to strengthen innovation support services in agriculture with regard to multi-stakeholder approaches. *Journal of Innovation Economics & Management*, 28: 145–169.

Faure, G., Barret, D., Blundo-Canto, G., Dabat, M.H., Devaux-Spatarakis, A., Le Guerroué, J.L., Marquié, C., Mathé, S., Temple, L., Toillier, A., Triomphe, B. & Hainzelin, E. 2018. How different agricultural research models contribute to impacts: Evidence from 13 case studies in developing countries. *Agricultural Systems*, 165: 128-136. https://doi.org/10.1016/j.agsy.2018.06.002

Projet de recherche SECuRE 2017. *Restaurer les fonctions écologiques du sol pour sécuriser l'agriculture*. [online]. [Cited 9 November 2020]. www.secure.mg

Raminoarison, M., Razafimbelo, T., Rakotoson, T., Becquer, T., Blanchart, E. & Trap, J. 2020. Multiple-nutrient limitation of upland rainfed rice in Ferralsols: a greenhouse nutrient-omission trial. *Journal of Plant Nutrition*, 43: 270-284. https://doi.org/10.1080/01904167.2019.1676906

Ratnadass A., Blanchart E. & Lecomte P. 2013. Ecological interactions within the biodiversity of cultivated systems. *In* Hainzelin, E. (Ed.). *Cultivating biodiversity to transform agriculture*. Springer, Heidelberg, Germany, p. 141-179.

3. 馬拉威永不斷糧（Never Ending Food, NEF）永續農業倡議

Kristof J. Nordin

www.NeverEndingFood.org
非洲永不斷糧（NEF）倡議網頁

1. 相關措施

永續農業

2. 案例研究說明

永不斷糧（*Never Ending Food,* NEF）是非洲馬拉威的社區倡議，透過永續農業（permaculture）設計來解決食物 / 營養安全、減少貧困、氣候變遷和永續農業等發展問題。永續農業是 1970 年代起源於澳洲的術語，由*永久（permanent）*和*農業（agriculture）*兩個詞組成。永續農業是一種基於農業生態學的哲學，利用有意識的方式設計地景，以模仿自然生態系統的多樣性、穩定性和韌性。藉由以永續的方式整合地景與人，永續農業有助於滿足人類對食物、能源、住所以及其他物質和非物質的需求（Mollison, 1988）。

永不斷糧倡議的規模為 1.2 公頃，為馬拉威每個小農家庭擁有的平均土地面積（FAO, 2015）。儘管永續農業的原則可以擴大到設計規模較大的商業農場，甚至城市（OSU and Millison, 2020），不過 1.2 公頃是大多數馬拉威人可以實施的大小與規模。在土壤管理方面，永不斷糧倡議整合多種方法，包括：敷蓋、堆肥、綠肥、液體糞肥、農業生態學、生態演替、蚯蚓養殖、作物輪作、多樣化的混養（polyculture）、混農林業、覆蓋作物、低耕到免耕的土壤準備（low-to no till soil preparation）、水產養殖、食物森林、植林地管理（woodlot management）和間作。據估計，在熱帶氣候下，需要花費長達 200 年的時間，才能自然形成 1 公分的土壤（Osman, 2013）。永不斷糧倡議採用多種方法，如使用多樣化的有機敷蓋物，深度可達 15~20 公分（通常在不同地區全年多次使用），來促進有機物的持續和再生；這樣可以讓土壤每年增加 2~4 公分（相當於 400~800 年的自然形成的土壤）。永不斷糧倡議還非常注重相關的生態系統設計，強調此設計須能反映森林系統的自然型態與功能。透過種植多年生的樹木作物，永不斷糧倡議能夠提供全年所需的食物、藥品、燃料、建築材料、纖維、遮陽、防風林、土壤穩定和養分循環。

3. 案例研究背景

馬拉威是位於非洲東南部的小國；人口超過 1800 萬人，其中約 1100 萬為自給自足的小農。馬拉威屬於亞熱帶氣候，雨季從 11 月~4 月，每年 95% 的降水集中在雨季。馬拉威中部（永不斷糧倡議實施的位置）每年平均降雨量為 900 毫米，溫度從 17~27℃（冷季）到 25~37℃（熱季）（MetMalawi, 2020）。實施永不斷糧倡議地區的土壤大多是含鐵的（紅色，黏土）。

4. 擴大規模的可能性

永不斷糧倡議運用永續農業原則，幫助馬拉威實現聯合國的永續發展目標（Sustainable Development Goals），即是讓各國在2030年前實現社會、經濟和環境的永續性（United Nations, 2018）。永不斷糧倡議相關工作的具體目標包括：氣候行動、永續的城市和社區、良好健康與福祉、零饑餓、負責任消費和生產、陸地生物、清潔飲水和衛生設施、無貧窮，以及促進目標實現的夥伴關係。此外，永不斷糧倡議還進行社區外展服務（community outreach），並每週安排參訪，同時亦開辦相關實習計畫，來培訓社區成員，協助他們取得永續農業設計的認證。透過各種發展夥伴，永不斷糧倡議已發揮其影響力，使*永續農業*納入國家層級的計畫；例如透過教育部的*學校健康和營養計畫*（School Health and Nutrition Program），使八個地區的40 所小學、10 間教師發展中心和一所教師培訓學院，實行永續農業。永不斷糧倡議還能夠協助大型實施機構，如美國國際開發總署（USAID），在各種發展活動中，展示永續農業為何能做為「最佳措施」（Greenblott and Nordin, 2012）。

5. 對土壤有機碳庫存的衝擊

要在實行永續農業地點（具體來說是永不斷糧倡議）進行特定的土壤分析相當困難，原因是 10 個不同的土壤樣本可能會產生 10 個截然不同的結果。這是由於在每個實行地點，其有機物質數量和性質、碳含量、養分、土壤結構 / 類型、保水性、微生物活動等等，都會因當地的微氣候、動物管理、堆肥 / 敷蓋材料、土壤生物學（白蟻、蠕蟲、微生物等）、土地利用和所實行各種永續農業措施等差異，而有大幅度的變化。永不斷糧倡議還未進行特定的實地碳儲量分析，但下表顯示由非營利組織*Project Drawdown* 根據永不斷糧倡議所採用的特定方法，所計算出的估計值（表 8）。 Project Drawdown根據眾多來源的大量資料點，計算碳固存率。措施持續的時間也不盡相同；當計算多年生主要作物時，在果園的持續時間被假定為 37.5 年，而其他方法，如混牧林業，持續時間則定為常年。關於分析方法細節，請見各評估解決方案的技術摘要（Drawdown, 2020）。

表 8. 馬拉威永不斷糧倡議的土壤有機碳庫存演變估計

方法	土壤類型	額外的碳儲量潛力（噸碳／公頃／年）	持續時間	更多資訊	參考文獻
多層混農林業（multistrata agroforestry）	任一	4.45	見技術摘要（Drawdown, 2020）	永不斷糧倡議已建立多年生食物森林，其中包括多層混農林物種	Drawdown (2020)
多年生主食作物		3.34		永不斷糧倡議種植多年生的主要糧食作物，如當地的薯蕷植物（yams）和黃獨（air potatoes）〔薯蕷屬（*Dioscorea* spp.）〕、木薯（*Manihot esculenta*）、芋頭（*Colocasia esculenta*）和大蕉（green bananas）〔芭蕉屬（*Musa* spp.）〕	
混林牧業		2.74		永不斷糧倡議利用樹木／草料作物設計，結合小型動物飼養、養蜂和水產養殖	

6. 該措施的其他效益

6.1. 改善土壤性質

永不斷糧倡議旨在增加生物多樣性及有機物質，且不使用合成肥料和殺蟲劑，以加強土壤／植物／動物／昆蟲／微生物之間的相互作用。這些類型的措施經分析後顯示，與慣行耕地相比，永續農業的土壤有較高的氮，而其內的生物有效元素（如鈣、鎂、磷和鉀）含量更高，且有機碳和顆粒有機物含量也更高（Tombeur et al., 2018）。

6.2 .最小化對土壤功能的威脅

表 9. 土壤威脅

土壤威脅	
土壤侵蝕	馬拉威每年每公頃平均流失 29 噸土壤（World bank, 2019）。永不斷糧倡議使用的再生型永續農業措施（混農林業、敷蓋、堆肥、多年生覆蓋作物等）扭轉此趨勢，產生新的土壤，使土壤受到保護。永不斷糧倡議使用的永久敷蓋土床系統，可以讓土壤每年增加 2~4 公分（照片 6）。
養分的失衡和循環	永不斷糧倡議著重整體的養分循環，包括氮、磷、鉀。可以透過永續農業措施，來達成此目標，例如：再生土壤管理（敷蓋、堆肥、多年生系統等）、集水溝渠或窪地（swales）、雨水收集、生物復育（bioremediation）和適當的汙水 / 糞肥管理。
土壤鹽化和鹼化	化學性土地退化，包括土壤汙染和鹽化 / 鹼化，導致馬拉威在過去 10 年損失 15% 的可耕地（Worldbank, 2019）。目前全世界有 100 多個國家的土壤，受到二次鹽化作用（secondary salinization）的影響，主因是不良的農業措施所造成，包括：低效率的栽培系統、不適合的作物選擇、缺乏作物輪作、不良的耕犁做法和灌溉（Cuevas et al., 2019）。永不斷糧倡議所採用的永續農業方法，反轉發生二次鹽化作用的原因，並有助於增加土壤有機物，而讓土壤對 pH 值的起伏更有抵抗力（USDA, 2020）。此外，健康土壤中形成的菌絲（真菌）網絡經證實有助於讓鹽變得惰性（Kamel, 2013）。
土壤沾染 / 汙染	永不斷糧倡議使用有機、零廢棄物和農業生態學原則，消除和修補在實行永不斷糧倡議管理前，合成化學品（肥料、殺蟲劑和除草劑）對土壤最終造成的汙染。真菌（Rhodes, 2014）和蚯蚓（Yadav, 2017）可用來進行真菌復育（mycoremediation）和生物復育。
土壤酸化	堆肥法，如永不斷糧倡議使用的方法，經證實可以讓最終的 pH 值維持在 6~8（Cornell, 1996）。永不斷糧倡議也採用生態衛生設施（eco-san）〔如堆肥廁所（composting toilets）〕，產生的堆肥材料呈微鹼性，pH值約為 7.4（Jenkins, 2005）。
土壤生物多樣性損失	永不斷糧倡議使用多種工具來提高和保護土壤的生物多樣性，包括：堆肥、液體糞肥、間作、多年生地被植物、免耕到少耕、敷蓋、間作、生態衛生設施、蚯蚓養殖和水收集。

土壤威脅	
土壤密封	永不斷糧倡議使用生態友善的建築方法，如夯土和土袋（rammed earth and earth-bags）（Nordin, 2018），並讓每個結構都能收集水。
土壤壓實	敷蓋、混農林業和永久土床系統（代替每年作畦）能去除土壤壓實，從而增加土壤對水的吸收和儲存，還能讓 70% 的耕地能用於生產，而不是目前的 50%（Nordin, 2019）。
土壤水分管理	永不斷糧倡議所設計的系統，讓每滴雨水都能被土壤吸收，或流到到水箱中，以便日後供土壤使用。

6.3. 產量增加（如食物、燃料、飼料、木材）

對與永不斷糧倡議實行地點為鄰的社區，進行分析後顯示，實行永續農業的農民所種植作物的數量，平均為慣行農業的農民的三倍，而每食物群（food group）的作物品種也較多，也因此他們在糧食安全和飲食多樣性方面得分相對較高（Conrad, 2014）。在燃料方面，永不斷糧倡議在 2003 年開始接管一片已無樹木的土地；而到 2006 年，永不斷糧倡議已經可以供應自身所須的木柴。到 2016 年，從該土地修剪下來的樹枝已大大過剩；換言之在不毀壞樹木的情況下，一棵樹可以製作八袋 50 公斤的木炭 / 生物炭（Nordin, 2016）。

6.4. 緩解和適應氣候變遷

2015~2016 年間，非洲乾旱導致作物歉收，估計有 5000 萬人需要依賴糧食援助。2016 年是南部非洲 35 年來最乾的季節。在同一時期，永不斷糧倡議能夠種植超過 200 種不同的食物，包括每個重量超過 20 公斤的在地薯蕷（Vidal, 2016）。永不斷糧倡議成功的關鍵在於良好的土壤和水分管理；健康的土壤就像一塊海綿，可以吸收並更長時間保留水分。根據美國農業部的資料顯示，有機物質每增加 1%，美國農田就可以儲存 150 天內流過尼加拉大瀑布的水量（USDA, 2017）。在沒有降雨的期間，許多馬拉威農民都在為作物歉收而掙扎，69% 的農民種植的玉米（*Zea mays*）產量不到 1000 公斤 / 公頃（Mungai, Messina and Snapp, 2020），即每平方公尺僅產 0.1 公斤的玉米。永不斷糧倡議的土壤（被大量敷蓋、實行間作並有地被植物保護）留住水分，使得玉米產量每平方公尺可達 0.3 公斤（或 3300 公斤 / 公頃）。而這個只是玉米產量的總數，還不包括南瓜（*Cucurbita* spp.）、豆類（*Phaseolus* spp.）、木薯、番薯、向日葵（*Helianthus* spp.）和各種葉菜類蔬菜的額外產值。

6.5. 社會經濟效益

對實行永不斷糧倡議的社區進行分析後顯示，*慣行*農民（藉由購買雜交種子、合成肥料和化學農藥，主要依賴玉米單一作物連作的農民）已面臨挑戰：因為從長遠來看，慣行技術所花費的成本並不能改善他們的農業系統。相比之下，實行*永續農業*的永不斷糧倡議社區，能夠善用永續農業教育和相關措施，來擴展他們的技能，制定策略來應對各種限制，並能即時解決問題。社區成員能夠運用永續農業措施，獲得農業、環境和生計上的利益（Conrad, 2014）。

7. 該措施的潛在缺點

7.1. 權衡對土壤功能的其他威脅

沒有相關權衡的記錄

7.2. 溫室氣體排放量增加

不適用

7.3. 與其他措施的衝突

永不斷糧倡議設計策略的實行，皆基於永續農業的三種倫理準則：*關懷地球*（*Earth Care*）、*關懷民眾*（*People Care*）和*公平分享*（*Fair Share*）〔或歸還剩餘物資（a return of surplus）〕（Mollison, 1988）。因此，這些策略將與任何不支持此三種倫理準則的做法、系統或科學產生衝突。

7.4. 產量減少（如食物、燃料、飼料、木材、纖維）

和類似規模的單一作物系統相比時，永不斷糧倡議在單一作物（如玉米）的總產量，可能會較低，但把多樣生產的總加在一起時，永續農業混養（polyculture）的系統*總產量*（收成、剩餘能源、附加效益）則更–或稱為*附加產量*（additive yielding）（Jacke and Toensmeier, 2005）。馬拉威全國平均的玉米產量為 1200 公斤 / 公頃（Mango et al., 2018），相當於 0.12 公斤 / 平方公尺；相比之下，永不斷糧倡議的玉米產量為 0.33 公斤 / 平方公尺（如果擴大規模，將可達到 3300 公斤 / 公頃，或比全國平均水準高出 1100 公斤）。多樣化是產量最大化的關鍵；例如，實行永不斷糧倡議的單一酪梨（*Persea americana*）能夠生產超過 200 公斤的食物（KALRO, 2018），且樹幹使用不到一平方公尺的土壤。

8. 實行該措施前的建議

實行永續農業的農民建議完成 72 小時的設計課程。在馬拉威，各種永續農業培訓場所每年提供此類課程，課程同時也是永不斷糧倡議實習計畫的一部分。該課程遵循國際課程，主題涵蓋：倫理、設計方法、生態系統、模式、土地復育、水分管理、土壤修復、野生動物和動物管理、適當的技術、食物森林 / 公會和社區發展（Kusamala, 2020）。全國各地每年還提供一些入門課程（以英語和當地語言授課），雖然完成這些課程不會拿到國際認可的證書，但卻是未來實施認證一個好的開始。

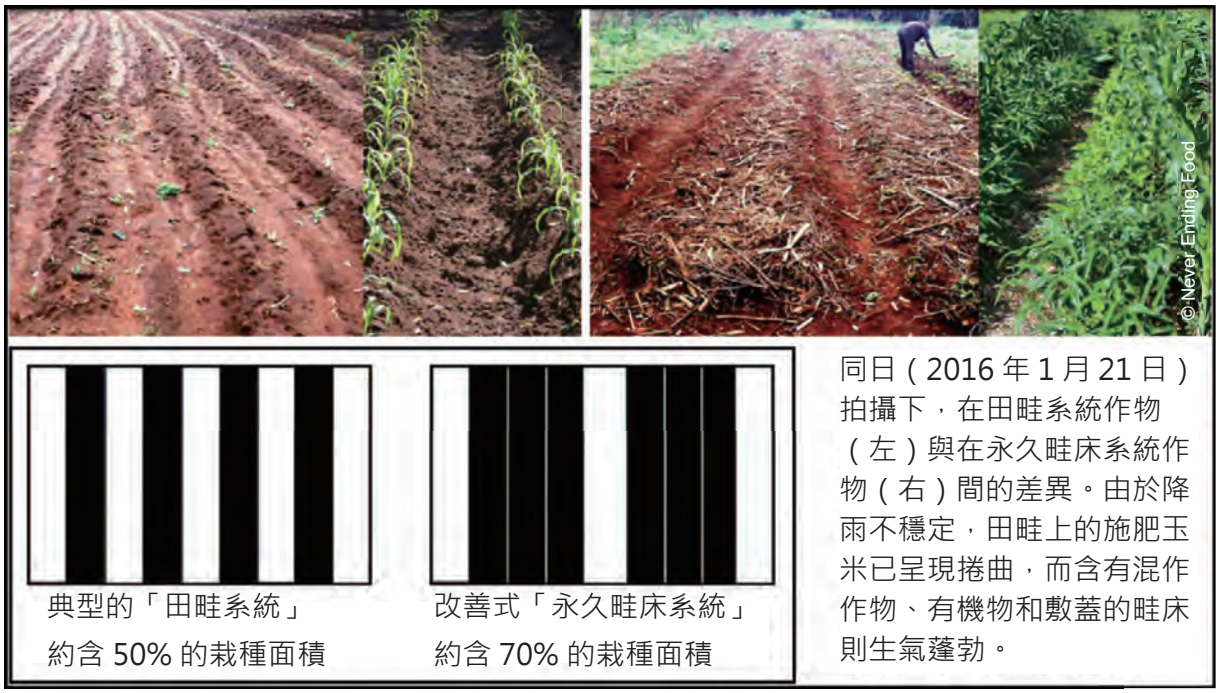
9. 採用該措施的潛在障礙

表 10. 採用該措施的潛在障礙

障礙	有 / 無	
文化	有	永不斷糧倡議採用的部分永續農業措施會碰到文化障礙。使用敷蓋往往與健康以及慣行農業掃除和焚燒有機物質的觀點相互矛盾；在使用洗滌廢水和生態衛生設施上可能會有所顧慮；在馬拉威，森林系統的建立可能與巫術有關（Conrad, 2014）。
社會	有 / 無	分析結果顯示，永不斷糧倡議地區的社區成員採用永續農業措施時，會涉及到年齡和土地所有權等因素，但與收入或受教育年數無關。性別角色、年齡和社會規範也被認為會對實施永續農業措施造成多樣挑戰（Thornton, 2008）。
經濟	有 / 無	事實上，對於永不斷糧倡議社區成員而言，並不是因為金錢因素，才讓他們選擇採用永續農業，他們從中學習相關的農法；不過，當有資金來獲得土地所有權時，通常會有較高的永續農業採用率（Conrad, 2014）。
機構	有	在永不斷糧倡議社區內，當農民面臨貧困化、糧食不安全和營養不良等系統性的風險時，永續農業帶來的好處變得至關重要。然而，更廣泛的農業食品系統、資源權利和其他結構性的限制，都會影響永續農業的採用（Conrad, 2014）。

障礙	有 / 無	
法律（土地權利）	有 / 無	Thornton 所採訪的永不斷糧倡議社區成員中，所有的人都認為土地所有權是實行永續農業的先決條件；然而，研究小組中的許多人，是在租用的土地上進行永續農業措施，僅有很少部分的人能充分利用其自有地（Thornton, 2008）。
知識	有 / 無	有關永續農業的資訊和資源可能有限，且有時與慣行農業的資訊相矛盾（Conrad, 2014）；然而，在永不斷糧倡議社區內，有資格實行永續農業的農民當中，64% 的農民自認樂意分享知識（Thornton, 2008）。

照片



照片 6. 多數馬拉威農民所使用田畦–通道–田畦系統（ridge-pathway-ridge system），田畦每年會被分開並翻土（split-and-turned）

這意味著田畦會被翻土，然後再重新建在上一季田畦上；而這種作法會導致土壤硬磐化（hard-panned），加劇土壤侵蝕，使土壤肥力下降，碳固存程度降低，並且更容易受到洪水和乾旱的影響。1998 年，這類型的田畦只有 12% 是建在等高線上（SDNP, 1998）。相比之下，永不斷糧倡議使用永久性的一公尺畦床系統（permanent one-meter bed system），全年用收割後作物殘體和來自混農林樹種的有機物質敷蓋。這可以減少土壤壓實、改善雨水滲透和吸收、增加 20% 的可栽種面積、讓土壤每年再生

2~4 公分，並可間作固氮作物和使土壤養分多樣化（Nordin, 2019）。

照片 7. 永不斷糧倡議的永續農業經理 Peter Kaniye 拿著重達 21.8 公斤當地產的薯蕷（*Dioscorea* spp.）

馬拉威的玉米產量已逐漸下降，2010~2011 年間所回報產量僅有 61%，而 2016~2017 年間則為 69%，皆低於 1000 公斤 / 公頃。薯蕷可以在 2 公尺 x 2 公尺（即 4 平方公尺）的土地面積內生長，代表一公頃土地可以種植 2500 株薯蕷，而若以每株可產 20 公斤來計算，潛在收成率可達 5 萬公斤 / 公頃（也就是說比目前全國玉米產量高出近 4 萬 9000 公斤）。這還沒有考慮到薯蕷藤蔓喜攀爬樹木，因此栽培系統可以與產糧樹木（food-producing trees）或混農林物種、其他的根莖類作物、蔬菜、豆類、穀物、油料作物，甚至小型動物放牧互相整合，進而提高總產量。

參考文獻

Conrad, A. 2014. We are farmers: Agriculture, food security, and adaptive capacity among permaculture and conventional farmers in central Malawi. Washington, D.C., American University. (also available at https://dra.american.edu/islandora/object/auislandora%3A10431).

Cornell, U. 1996. Cornell University Waste Management Institute: Composting [online]. [Cited 8 June 2020]. http://compost.css.cornell.edu/monitor/monitorph.html#:~:text=During%20the%20initial%20stages%20of,pH%20between%206%20and%208.

Cuevas, J., Daliakopoulos, I.N., del Moral, F., Hueso, J.J. & Tsanis, I.K. 2019. A Review of Soil-Improving Cropping Systems for Soil Salinization. Biotic and Abiotic Stress Responses in Crop Plants. 9(6): 295. https://doi.org/10.3390/agronomy9060295

Drawdown, P. 2020. Table of Solutions. In: Project Drawdown [online]. [Cited 8 June 2020]. https://www.drawdown.org/solutions/table-of-solutions

FAO. 2015. National Investment Profile: Water for Agriculture and Energy Malawi. Lilongwe/Rome, FAO.

Greenblott, K & Nordin, K. 2012. Permaculture Design for Orphans and Vulnerable Children Programming: Low-Cost, Sustainable Solutions for Food and Nutrition Insecure Communities. Technical Brief Report. Arlington, VA, U.S. Agency for International Development (USAID) (also available at http://ovcsupport.org/wp-content/uploads/Documents/Permaculture_Design_for_Orphans_and_Vulnerable_Children_Programming_LowCost_Sustainable_Solutions_for_Food_and_Nutrition_Insecure_Communities_1.pdf)

Holmgren, D. 2002. Principles and Pathways beyond Sustainability. Victoria, Australia, Holmgren Design Services.

Jacke, D. & Toensmeier, E. 2005. Edible forest gardens: Ecological design and practice for temperate climate permaculture. White River Junction, Vt., Chelsea Green Publishing Company.

Jenkins, J. 2005. The Humanure Handbook. Third edition. Grove City, PA, Joseph Jenkins Inc. & Chelsea Green Publishing.

KALRO. 2018. Avocado Production. In Kenya Agricultural & Livestock Research Organization [online]. [Cited 7 July 2020]. http://www.kalro.org/sites/default/files/avocado-production-cultivation.pdf

Kamel, N. 2013. Greywater and Food Forests for Jordan's Future: an Examination of Water and Food Sustainability in Rural Jordanian Villages. Jordan, Academia.

Kusamala. 2020. Permaculture Design Certificate (PDC) [online]. [Cited 8 June 2020]. http://www.kusamala.org/services/courses/scheduled-courses/

Mango, N., Mapemba, L., Tchale, H., Makate, C., Dunjana, N. & Lundy, M. 2018. Maize value chain analysis: A case of smallholder maize production and marketing in selected areas of Malawi and Mozambique. Cogent Business & Management, 5(1): 1503220. https://doi.org/10.1080/23311975.2018.1503220

MetMalawi. 2020. Climate of Malawi. In: MetMalawi [online]. [Cited 8 June 2020]. https://www.metmalawi.com/climate/climate.php#:~:text=Malawi%20has%20a%20sub%2Dtropical,the%20annual%20precipitation%20takes%20place.&text=A%20hot%2C%20dry%20season%20lasts,25%20and%2037%20degrees%20Celsius.

Mollison, B. 1988. Permaculture: A designer's manual. Tyalgum NSW, Tagari Publications.

Mungai, L.M., Messina, J.P. & Snapp, S. 2020. Spatial Pattern of Agricultural Productivity Trends in Malawi. Sustainability, 12(1313). https://doi.org/10.3390/su12041313

Nordin, K. 2016. Sustainable Charcoal Production [online]. [Cited 8 June 2020]. http://www.neverendingfood.org/sustainable-charcoal-production/

Nordin, K. 2018. An Update on our Sustainable Classroom. In: Never Ending Food [online]. [Cited 7 June 2020]. http://www.neverendingfood.org/an-update-on-our-sustainable-classroom/

Nordin, K. 2019. Get 20% More Food From Your 'Zone 3'. In: Never Ending Food [online]. [Cited 8 June 2020]. http://www.neverendingfood.org/get-20-more-food-from-your-zone-3/

Osman, K.T. 2013. Forest Soils Properties and Management. Switzerland, Springer International Publishing.

OSU, O.S.U. & Millison, A. 2020. Introduction to Permaculture: Scales of System [online]. [Cited 7 June 2020]. https://open.oregonstate.education/permaculture/chapter/scales-of-system/

Rhodes, C.J. 2014. Mycoremediation (bioremediation with fungi) – growing mushrooms to clean the earth. Chemical Speciation and Bioavailability, 26(3): 196–198.

SDNP. 1998. Soil and Land: State of Development Report for Malawi (1998). Sustainable Development Network Program (SDNP). (also available at http://www.sdnp.org.mw/enviro/soe_report/chapter_3.html).

Thornton, H. 2008. Permaculture adoption among Malawian farmers: A positive deviance inquiry. Brattleboro, Vermont, Capstone Paper, Master of Intercultural Service, Leadership, and Management at the School for International Training.

Tombeur, F. de, Sohy, V., Chenu, C., Colinet, G. & Cornelis, J.-T. 2018. Physicochemical Properties and Organic Matter Distribution in Aggregates: A Case Study of the Bec-Hellouin Farm (France). Frontiers in Environmental Science. https://doi.org/10.3389/fenvs.2018.00116

United Nations. 2018. Sustainable Development Goals. In Sustainable Development Goals Knowledge Platform [online]. [Cited 7 July 2020]. https://sustainabledevelopment.un.org/?menu=1300

USDA. 2017. A Hedge against Drought: Why Healthy Soil is 'Water in the Bank' [online]. [Cited 7 June 2020]. https://www.usda.gov/media/blog/2015/05/12/hedge-against-drought-why-healthy-soil-water-bank

USDA. 2020. Soil pH. In United States Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Service [online]. [Cited 7 July 2020].

Vidal, J. 2016. 'I was so hungry I ate water lilies'; southern Africa's food crises in a dozen dishes. In: The Guardian [online]. [Cited 7 June 2020]. https://www.theguardian.com/global-development/2016/dec/17/hungry-ate-water-lilies-southern-africa-food-crisis-dozen-dishes-crop-failure-drought-john-vidal

Worldbank. 2019. Malawi Country Environmental Analysis. Washington, D.C., The World Bank. (also available at http://documents1.worldbank.org/curated/en/508561550587004266/pdf/AUS0000489-WP-P162772-PUBLIC-18-2-2019-13-4-24-MalawiCEAReportWeb.pdf).

Yadav, S. 2017. Contribution of Earthworm to Bioremediation as a Living Machine: Bioremediation. Handbook of Research on Inventive Bioremediation Techniques, pp. 324–340. Kalyani, India, University of Kalyani.

4. 莫三比克的保育性農業

Oscar Chichongue

Mozambique Agricultural Research Institute (IIAM), Maputo, Mozambique
莫三比克農業研究院（IIAM）

1. 相關措施

保育性農業、有機敷蓋、少耕、豆科植物和穀類間作、適應性化學施肥（adapted chemical fertilization）。

2. 案例研究說明

在撒哈拉以南非洲（Sub-Saharan Africa, SSA），土壤肥力管理是提高生產力和有效利用現有資源的首要條件。隨著土地生產力下降，南部非洲小農正在從慣行耕犁轉向保育性農業（Conservation Agriculture, CA），原因是他們意識到土地管理需要採取替代行動以確保永續生產（Thierfelder et al., 2015; Thierfelder et al., 2018）。本研究旨在辨識出會影響莫三比克小農決定是否採用四種不同保育性農業措施（即最少耕犁、間作、覆蓋作物和輪作）之因素。研究採用非機率抽樣方法（non-probability sampling approach），包括立意抽樣和偶遇抽樣（purposive and accidental sampling）兩種類型，總共對 616 名選定的小農進行問卷調查。此外，在兩個耕作季節（2016 / 2017 和 2017 / 2018）後進行實驗，研究耕犁系統（保育性耕犁和慣行耕犁）、兩種施肥程度（施肥和不施肥）和七種栽培模式（四種單作和三種間作）等，對選定的土壤物理參數（土壤容積密度、穿刺阻力、飽和導水度和蒸發量）和土壤化學性質（pH 值、有機碳、總氮、萃取性磷、交換性的陽離子和陽離子交換能力）的影響。在種植時對玉米和豆科作物分別施用氮磷鉀（12：24：12）混合肥，每公頃 300 和 150 公斤，藉以研究土壤對施肥的反應。種植 35 天後只為玉米頂施（top dressing）尿素（46% 的氮），推薦施用量為 200 公斤 / 公頃。該研究在莫三比克的研究實驗站進行，分別位在拿剛科（Nhacoongo）（南緯 24°19'49"；東經 35°12'55"）、木吐阿利（Mutuali）（南緯 14°52'14.02"；東經 37°00'15.98"）、利欽加（Lichinga）（南緯 13°18'46.01"；東經 35°14'26.02"）和古魯伊（Gurúé）（南緯 15°~19°09'05"；東經 36°42'43.9"）；此四個地點的土壤類型和作物適應性不同（圖 2）。調查結果顯示，家戶規模、動物所有權、通訊資產（如電視、廣播和手機）和團體成員對保育性農業的採用有正面影響。實驗結果顯示，與慣行耕犁相比，保育性農業措施增加了土壤容積密度、穿刺阻力和飽和導水度，但減少蒸發量。而土壤化學性質方面，相較於慣行耕犁，採用保育性農業措施後，有機碳、總氮、萃取性磷、可溶性

陽離子、交換性陽離子和陽離子交換能力都有提高。

3. 案例研究背景

此項研究是在莫三比克農業研究所的四個研究站進行，分別是：南部地區伊尼揚巴內（Inhambane）省的拿剛科、中部地區贊比西亞（Zambézia）省的古魯伊、楠普拉（Nampula）省的木吐阿利，以及莫三比克北部區域尼亞薩（Niassa）省的利欽加（圖 2）。表 11 顯示研究站的一些特徵。所有研究站在 10 月~5 月期間的降雨量都是單峰降雨（unimodal rainfall），範圍為 800~2000 毫米。農業生產主要是自然降水做為水源〔雨養（rainfed）〕，小農依賴自給自足的農業（MAE, 2005a, 2005b, 2005c, 2005d）。拿剛科的土壤是壤質砂土，木吐阿利和古魯伊是砂質壤土，利欽加是砂質黏壤土。一般來說，古魯伊的礫石含量最高（5.00%），其次是利欽加（3.28%）、木吐阿利（1.20%）和拿剛科（0.50%）。

表 11. 實驗地點拿剛科、利欽加、古魯伊和木吐阿利研究站的選定特徵

地點	氣候區	省和地區	年降雨量（毫米）	溫度（℃）	海拔（平均海平面）	土壤類型 *	質地類型 **
拿剛科	熱帶乾燥	伊尼揚巴內，伊納裡梅	1000~1200	18~33	68	淋溶砂質土	壤質砂土
木吐阿利	熱帶濕潤	楠普拉，馬勒馬	800~1300	15~36.6	574	正常鐵鋁土	砂質壤土
利欽加	熱帶濕潤	尼亞薩，利欽加	1200~1400	16.1~32.9	1 396	正常鐵鋁土	砂質黏壤土
古魯伊	熱帶濕潤	贊比西亞，古魯伊	1800~2,000	15~23	678	腐植黏亮土	砂質壤土

資料來源：改編自 MAE（2005a, 2005b, 2005c, 2005d）、Maria 和 Yost（2006）與 Gyogluu（2011）

* 根據 FAO 的土壤分類（FAO, 2016）；** 根據美國農業部的土壤質地分類（USDA textural soil classification；USDA, 1987）。

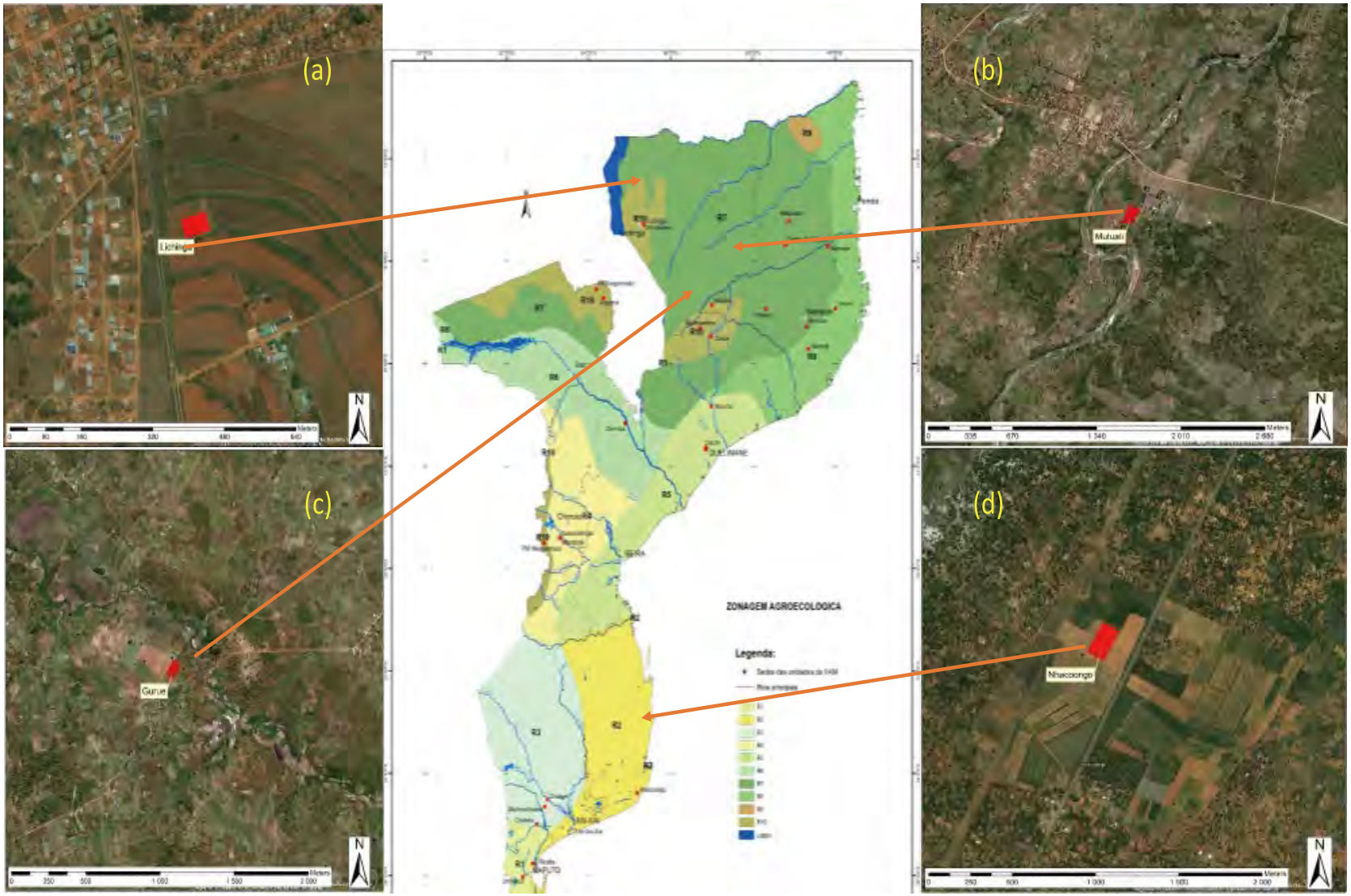


圖 2. 莫三比克的利欽加（a）、和木吐阿利（b）、古魯伊（c）和拿剛科（d）研究站的位置（資料來源：Oscar Chichongue）

4. 擴大規模的可能性

本研究結果顯示，在慣行耕犁和保育性農業措施之間，小農可以採用保育性農業措施；如 Shah 和 Wu（2019）以及 Li 等人（2020）研究指出，少耕可以減少水分蒸發並改善土壤化學性質，這有助於改善土壤肥力狀況和提高作物產量。在短期的田間實驗中，應考慮將使用肥料做為選擇，以增加無機質產量和提高保育性農業措施的採用。透過改善養分的平衡和有效性、土壤水分的滲透和保留、減少因蒸發造成的水分損失，以及改善地下水與地表水的可用性，保育性農業措施有助於永續改善水和養分有效利用（Drechsel et al., 2015）。保育性農業措施可以藉由加強碳的固存，以不破壞死亡的作物殘體以及增加土壤有機物的方式，來達到碳排放減量（Reicosky, 2008）。

5. 對土壤有機碳庫存的衝擊

下表顯示兩年間碳庫存的變化。測量是在土壤的頂層（0~12 公分深）進行。實驗設計是隨機完全區集設計（randomized complete block design），雙重裂區排列（split-split plot arrangement），在每個實驗點有四個重複。主樣區（main plot）採用兩種耕犁系統（保育性農業和慣行耕犁），副樣區（sub plot）採用七種栽培模式（其中一個階層為單種玉米、三個階層為單種豆科植物，以及三個階層為玉米–豆科植物間作），而次副樣區（sub-sub plot）採用兩種施肥程度（施肥和不施肥），共28 個樣區（14 樣區採用保育性農業措施，14 樣區採用慣行耕犁措施）（表 12）。

基準線碳庫存是來自慣行耕犁的有機碳值，因技術改進而產生的碳庫存是來自保育性農業措施的有機碳值，額外的碳儲量是保育性農業措施和慣行耕犁措施兩者之間的碳庫存差異。

表 12. 各實驗點的慣行耕犁和保育性農業的碳儲量

地點	氣候區	土壤類型	慣行耕犁中的基準線碳庫存（噸碳／公頃）	保育性農業中的碳庫存（噸碳／公頃）	額外的碳儲量（噸碳／公頃／年）	更多資訊	參考文獻
拿剛科	熱帶乾燥	壤質砂土	9.30	13.94	2.32	基準線碳代表慣行耕犁和保育性農業措施中的有機碳，而額外的碳儲量代表透過改進措施而獲得的有機碳。	在莫三比克進行的南非洲農業生產力計畫 * 資助的子專案之實驗結果
木吐阿利	熱帶濕潤	砂質壤土	14.50	17.13	1.31		
利欽加	熱帶濕潤	砂質黏壤土	23.04	28.17	2.57		
古魯伊	熱帶濕潤	砂質壤土	11.61	16.66	2.53		

* 由世界銀行資助的南部非洲農業生產力計畫（APPSA）子專案

每個研究地點的實驗包括 14 塊施肥樣區和 14 塊未施肥樣區（7 個保育性農業 * 施肥 * 栽培模式的樣區；7 個保育性農業 * 未施肥 * 栽培模式的樣區；7 個慣行耕犁 * 施肥 * 栽培模式的樣區；以及 7 個慣行耕犁 * 未施肥 * 栽培模式的樣區）（表 13）。

表 13. 各實驗點在 0~12 公分深度的碳儲量受施肥影響之情況

地點	碳庫存（噸碳 / 公頃）				碳儲量（噸碳 / 公頃）	
	慣行耕犁 * 施肥	保育性農業 * 施肥	慣行耕犁 * 未施肥	保育性農業 * 未施肥	施肥	未施肥
拿剛科	7.96	11.54	7.64	11.39	3.58	3.75
木吐阿利	12.47	14.55	11.9	13.63	2.08	1.73
利欽加	20.92	22.91	19.05	22.41	1.99	3.36
古魯伊	9.87	14.07	9.77	13.55	4.2	3.78

6. 該措施的其他效益

6.1. 改善土壤性質

物理性質

結果顯示，在四個實驗地點皆可觀察到與耕犁系統有關的顯著差異。保育性農業系統下的土壤容積密度（*Db*）、穿刺阻力（*PR*）和飽和導水度（*Ks*）〔使用方法為地基反力（subgrade reaction）〕等數值，皆高過慣行耕犁。

在拿剛科、木吐阿利和利欽加，土壤容積密度受到耕犁系統的影響，但在古魯伊則沒有觀察到。在這些地方，保育性農業措施下所記錄的土壤容積密度（拿剛科=1.57，木吐阿利=1.17，利欽加=1.29 和古魯伊=1.06克 / 立方公分）比慣行耕犁（拿剛科=1.55，木吐阿利=1.14，利欽加=1.20 和古魯伊=1.04 克 / 立方公分）高。

耕犁系統對穿刺阻力的影響僅在拿剛科和古魯伊兩地有顯著。然而，在四個研究地點，保育性農業系統的穿刺阻力值（從 1.05~2.70 MPa）一直高於慣行耕犁系統（從0.55~2.40 MPa）。因此，保育性農業系統比慣行耕犁系統對根系發育造成更多阻力。

在拿剛科、利欽加和古魯伊，飽和導水度受到耕犁系統的顯著影響（P≤0.05），但在木吐阿利沒有。一般來說，保育性農業系統下的平均地基反力值（拿剛科=74.30，木吐阿利=51.70，利欽加=61.90 和古魯伊=66.90 公分 / 時）高於慣行耕犁（拿剛科=64.80，木吐阿利=45.40，利欽加=37.40 和古魯伊=38.40 公分 / 時）。

在慣行耕犁系統中，土壤表面的蒸發量比保育性農業系統高（圖 3）。與慣行耕犁系統相比，保育性農業系統的蒸發量下降是保育性農業系統的短期效益，對產量有所幫助，日後應探討如何更進一步最佳化此效應，以向小農推廣保育性農業。

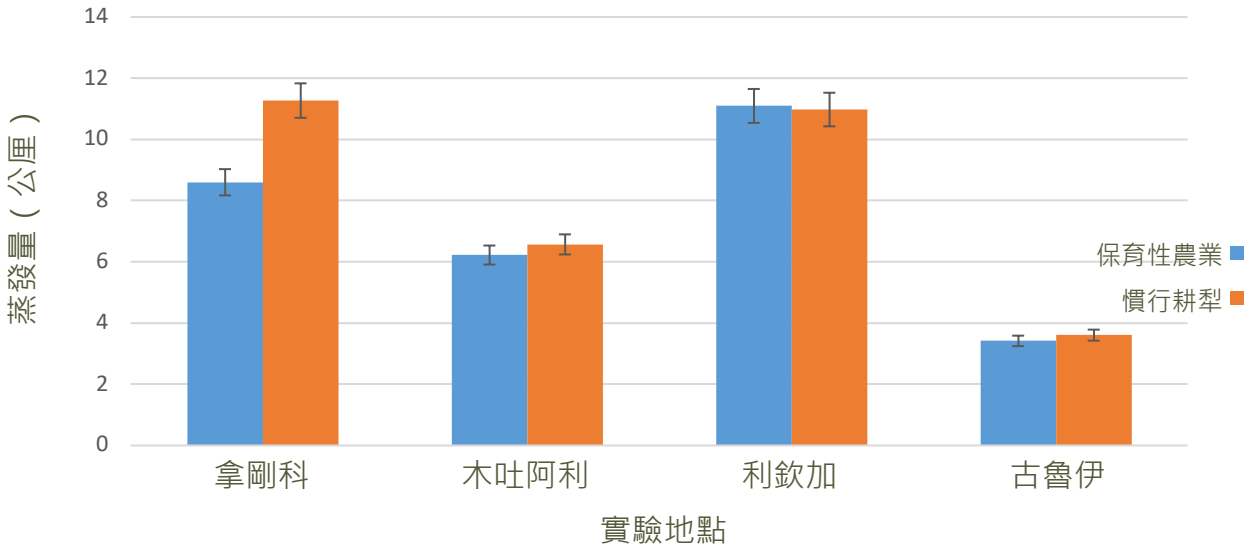


圖 3. 四個實驗地點的蒸發散量

化學性質

在本研究中，耕犁系統對土壤化學性質有顯著影響（表 14）。與慣行耕犁相比，實行保育性農業兩年後會引起更高的 pH 值、有機碳、總氮、萃取性磷、萃取性鹽基和陽離子交換能力。

所有四個地點（拿剛科、木吐阿利、利欽加和古魯伊）的*pH值*都受到耕犁系統的影響。在這些地點，保育性農業措施下所記錄的*pH值*（拿剛科=5.93，木吐阿利=6.10，利欽加=5.39，古魯伊=6.41）高於慣行耕犁（拿剛科=5.45，木吐阿利5.91，利欽加=4.87，古魯伊=6.23）。

所有四個地點的*有機碳* 都受到耕犁系統的顯著影響（P≤0.05）。一般來說，保育性農業系統下的平均*有機碳* 值（拿剛科=0.74，木吐阿利=1.22，利欽加=1.82，古魯伊=1.31%）高於慣行耕犁（拿剛科=0.50，木吐阿利=1.06，利欽加=1.60，古魯伊=0.93%）。

*總氮*在所有四個地點都受到耕犁系統的顯著影響（P≤0.05）。與慣行耕犁系統（0.05~0.08%）相比，四個研究地點的保育性農業系統的總氮值（從 0.07~0.09% 不等）始終較高。

在拿剛科、木吐阿利和古魯伊，萃取性磷受到耕犁系統的影響，但在利欽加沒有。在這些地方，保育性農業記錄的萃取性磷（拿剛科=14.71，木吐阿利=16.25，利欽加=29.29 和古魯伊=59.59 毫克 / 公斤）比慣行耕犁（拿剛科=9.84，木吐阿=7.40，利欽加=28.42 和古魯伊=47.35 毫克 / 公斤）高。

在拿剛科、利欽加和古魯伊，陽離子交換能力受到耕犁系統的顯著影響（P≤0.05），但在木吐阿利則沒有。四個研究地點的*陽離子交換能力*值在保育性農業系統下（範圍從 5.94~8.45 cmol/kg）一直高於慣行耕犁系統（範圍從 3.25~9.05 cmol/kg）。

在大多數情況下，施肥和栽培模式對土壤化學性質沒有顯著影響（表 14）。耕犁系統與施肥的交互作用，以及耕犁系統與栽培模式的交互作用，在大多數情況下，在土壤化學性質有顯著差異，而施肥與栽培模式的交互作用，以及耕犁系統、施肥和栽培模式的交互作用，在大多數情況下則對土壤化學性質（pH 值、有機碳、總氮、萃取性磷、交換性陽離子和陽離子交換能力），沒有顯著差異。

表 14. 耕犁措施對選定的土壤化學性質之影響

地點	實驗處理	pH	碳（%）	氮（%）	碳氮比	磷（毫克/公斤）	交換性陽離子（cmol/kg）				陽離子交換能力（cmol/kg）
							鈣	鎂	鈉	鉀	
拿剛科	CA	5.93 a	0.74 a	0.08 a	9.13 a	14.71 a	1.76 a	0.83 a	0.27 b	0.29 a	5.94 a
	CT	5.45 b	0.50 b	0.05 b	10.27 a	9.84 b	1.06 b	0.46 b	0.37 a	0.25 b	3.25 b
	LSD	0.07	0.06	0.01	1.16	2.71	0.14	0.05	0.03	0.03	0.57
	施肥	ns	ns	ns	ns	*	ns	ns	ns	ns	ns
	CP	ns	ns	*	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
	（%）	3.27	23.57	22.28	31.86	58.74	25.5	21.22	26.64	33.08	32.95
木吐阿利	CA	6.10 a	1.22 a	0.07 a	17.41 a	16.25 a	8.66 a	2.00 a	0.43 a	1.58 a	8.45 a
	CT	5.91 b	1.06 b	0.07 a	15.02 b	7.11 b	7.15 b	1.57 b	0.35 b	1.54 a	8.83 a
	LSD	0.1	0.08	0.01	1.31	2.18	1.05	0.23	0.06	0.14	0.95
	施肥	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
	CP	ns	ns	ns	ns	ns	*	*	ns	ns	ns
	CV（%）	4.39	18.11	21.84	21.56	49.72	35.21	33.81	44.02	23.08	29.14
利欽加	CA	5.39 a	1.82 a	0.09 a	22.53 a	29.29 a	3.40 a	2.18 a	0.88 a	1.03a	7.48 a
	CT	4.87 b	1.60 b	0.08 b	22.16 a	28.42 a	2.80 b	1.11 b	0.47 b	0.61 b	6.07 b
	LSD	0.09	0.13	0.01	3.19	2.36	0.31	0.23	0.21	0.08	0.51
	施肥	ns	ns	ns	ns	*	*	*	ns	*	ns
	CP	ns	ns	ns	ns	ns	*	ns	ns	*	ns
	CV（%）	4.87	19.8	24.14	37.96	21.77	26.42	37.19	81.16	26.36	21.17
古魯伊	CA	6.41 a	1.31 a	0.07 a	20.06 a	59.59 a	7.24 a	1.65 a	0.20 a	1.61 a	7.87 b
	CT	6.23 b	0.93 b	0.05 b	18.38 a	47.35 b	7.66 a	1.05 b	0.11 b	1.04 b	9.05 a
	LSD	0.11	0.09	0.004	1.1	5.36	0.91	0.14	0.06	0.15	0.78
	施肥	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
	CP	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
	CV（%）	4.64	22.2	16.03	23.58	26.66	32.64	27.02	98.15	30.39	25.52

資料來源：Chichongue（2020）

CA（保育性農業）；CT（慣行耕犁）；CP（耕作模式）；ns，不顯著；* 在 P≤0.05 時顯著；CEC，陽離子交換能力；一行中在平均值之後的不同字母表示經 Tukey's test 檢驗後有顯著差異（P≤0.05）。

6.2. 最小化對土壤功能的威脅

表 15. 土壤威脅

土壤威脅	
養分的失衡和循環	作物殘體、間作和施肥–增強及穩定土壤性質，如總氮、陽離子交換能力和有機碳累積等，從而改善土壤肥力。
土壤沾染 / 汙染	土壤覆蓋–強化保育性農業措施後，可減少除草劑的使用
土壤壓實	土壤容積密度和穿刺阻力–保育性農業措施減少土壤壓實度，從而增加土壤通氣性和吸水率，這一點從較低的土壤容積密度和穿刺阻力即可看出。本研究結果顯示，與慣行耕犁系統相比，保育性農業系統使得土壤容積密度增加，導致壓實度增加，通氣性降低。此外，保育性農業系統比慣行耕犁系統對根系的發展造成更多阻力。這可能是因為研究時間短（兩個種植週期），土壤物理性質尚無法改善所造成。
土壤水分管理	飽和導水度和蒸發–作物殘體或覆蓋作物覆蓋至少 30% 的土壤表面，進而減少土壤水分流失。四個研究地點當中，慣行耕犁系統的保水度提高且土壤表面的蒸發量高於保育性農業系統。保育性農業措施減少蒸發量。

6.3. 產量增加（如食物、燃料、飼料、木材）

玉米（*Zea mays*）是莫三比克小農的主食和經濟作物。在雨養條件下，每年約有 85% 的耕地種植玉公尺；然其產量持續偏低，且大多數是估算出。在過去 20 年，莫三比克的平均玉米產量極少，估計每公頃不到 1 噸（Mangoet al., 2018; FAOSTAT, 2020[1]）。這與馬拉威的 1.7 噸 / 公頃和南非的 3.8 噸 / 公頃相比，莫三比克的玉米產量不高（FAOSTAT, 20201）。在我們的研究中，除了木吐阿利和古魯伊的第一個耕作季，以及利欽加的第二個栽培季節時，耕犁系統對蒿桿（stover，玉米、高粱或大豆在收割後留在田裡的莖和葉）產量有顯著影響，範圍從 1.02~3.80 噸 / 公頃。在所有四個地點，保育性農業系統下的蒿桿產量都高於慣行耕犁系統，只有古魯伊在第一個耕作季節時，慣行耕犁系統下的蒿桿產量高於保育性農業系統。僅施肥方式便對蒿

[1] 1998~2018 年期間計算的平均產量。

桿產量有顯著影響；有施肥樣區的蒿桿產量較高，從 1.27~3.74 噸 / 公頃，而未施肥樣區產量只有1.05~2.79 噸 / 公頃。與任何單一作物系統相比，在玉米間作系統中，豆科植物通常有助於提高蒿桿產量。此外，單純只種植豆科植物會導致極低的蒿桿產量。

耕犁系統、施肥和栽培模式在兩種植季，都對所有地點的穀粒產量有顯著影響，除了拿剛科在第二個栽培季節（2018 年）的耕犁系統外。保育性農業樣區的穀粒產量較高，從 1.32~2.95 噸 / 公頃，而慣行耕犁樣區的產量則從 0.81~2.13 噸 / 公頃。與第一個種植季相比，第二個種植季的穀粒產量普遍較高。與未施肥樣區相比，施肥樣區的玉米產量較高，從 1.25~2.69 噸 / 公頃不等，未施肥樣區的產量則為 0.87~2.07 噸 / 公頃不等。保育性農業的較高穀粒產量，與較佳的穀粒重量有關；而其主要原因應是保育性農業耕犁所產生的環境，如較少逕流和土壤含水量增加，改善土壤保水能力並減少蒸發量。施肥處理改善玉米和豆科植物的生長，累積更多的乾物質，並提高穀粒產量。這代表施肥在決定實際穀粒產量上扮演關鍵的角色，並明確強調玉米對施肥的敏感性（圖 4）。

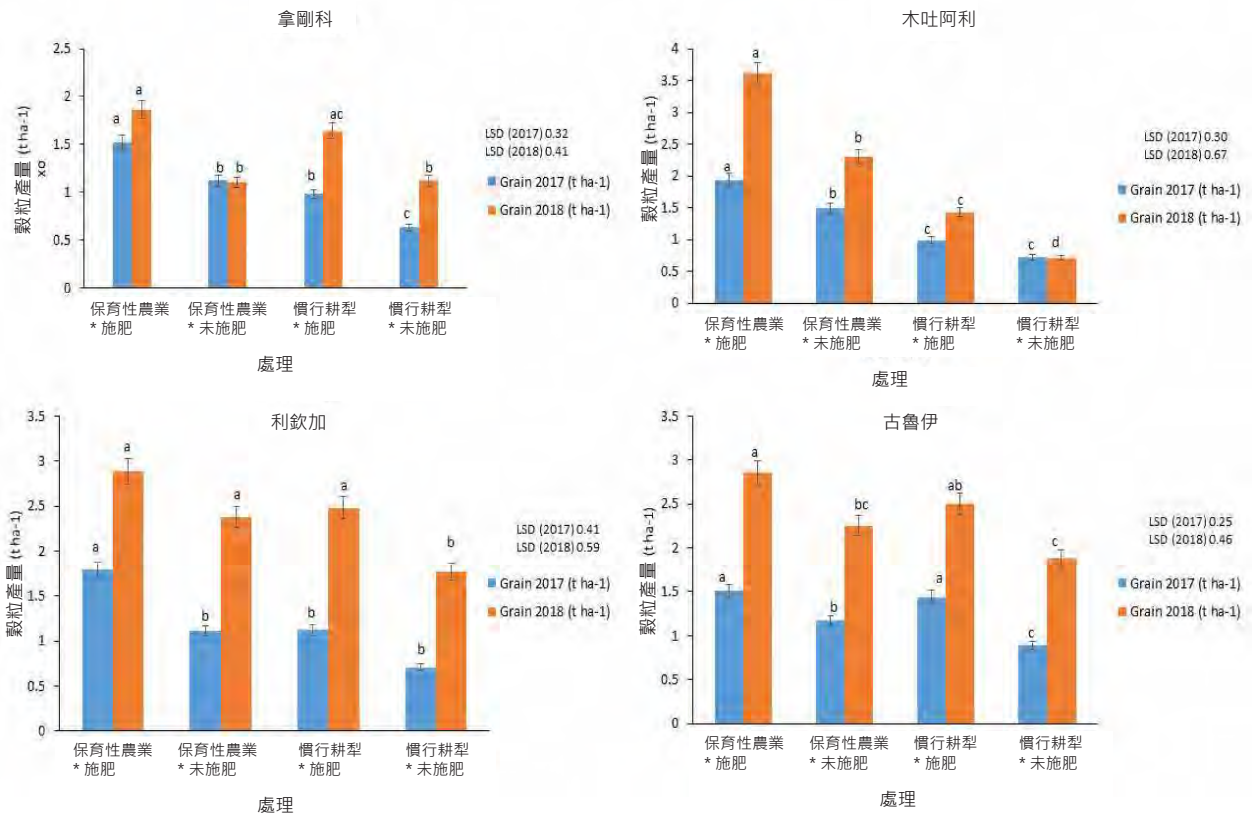


圖 4. 實驗地點的穀粒產量

6.4. 緩解和適應氣候變遷

雖然在研究時沒有測量溫室氣體，但保育性農業措施能從源頭減少排放並增加碳匯，有助於緩解氣候變遷，這點毫無疑問（Lal, 1997; Lenka and Lenka, 2014）。保育性農業措施能夠增加碳匯能力，有助於增加土壤碳固存，減緩氣候變遷的影響。保育性農業措施極具潛力，藉由碳捕獲的投入，以及減少因集約耕犁（慣行耕犁）而造成的碳損失，來增加有機碳庫，從而減少農業造成全球暖化的可能性。Lal（2003）和 Busari 等人（2015）的研究證實，保育性耕犁有潛力可以透過碳儲量減緩氣候變遷。

6.5. 社會經濟效益

保育性農業措施讓小農可以節省勞動力，進而降低耕作成本，並減少前往農作所需路程的趟數。在某些條件下，此耕作法還可以減少用水和施肥量。例如，在栽培系統中加入豆科植物可以大幅改善土壤中的養分平衡，特別是在生物固氮，從而減少氮肥需求。覆蓋作物和死亡的作物殘體能有效防止雜草生長，從而減少勞動力需求。保育性農業措施還增加野生生物（如在地面築巢的鳥類）的棲地。

7. 與其他措施的衝突

有些農業操作包括透過耕犁來形成苗床，或是移除田間作物殘體或在田間焚燒，這些都讓田間的土壤覆蓋率低於 15%，且需要大量的勞動力（Barut and Akbolat, 2005），也導致土壤物理和化學性質退化（如有機物的含量降低）。為了克服這些問題，建議小農採用保育性農業措施來改善土壤肥力，提高土壤生產力（Thierfelder et al., 2013）。然而，小農採用保育性農業措施的比例通常不高，只有採用部分保育性農業的原則。若能鞏固保育性農業措施的實行，土壤肥力將能獲得改善，隨著時間推移，減少肥料的使用量，最終能降低生產成本，並減少對環境造成的衝擊。

8. 實行該措施前的建議

採用措施相關研究指出，大多數小農沒有採用保育性農業所有的組成措施。研究結果顯示，家戶規模、教育程度、勞動力需求、職業、動物所有權、通訊資產（如電視、收音機和手機）、團體成員、農場規模、土地租佃和培訓等，對採用保育性農業有正面影響。而戶長的性別、對土壤肥力和氣候變化的看法，對採用保育性農業則有負面影響。有趣的是，戶長若是女性、或其（正規和非正規）教育程度較高，以及家戶規模

達五人以上時，採用保育性農業措施的可能性則更高。若要提高保育性農業措施的採用率，設計相關政策與行動計劃時應考慮這些因素。

9. 採用該措施的潛在障礙

表 16. 採用該措施的潛在障礙

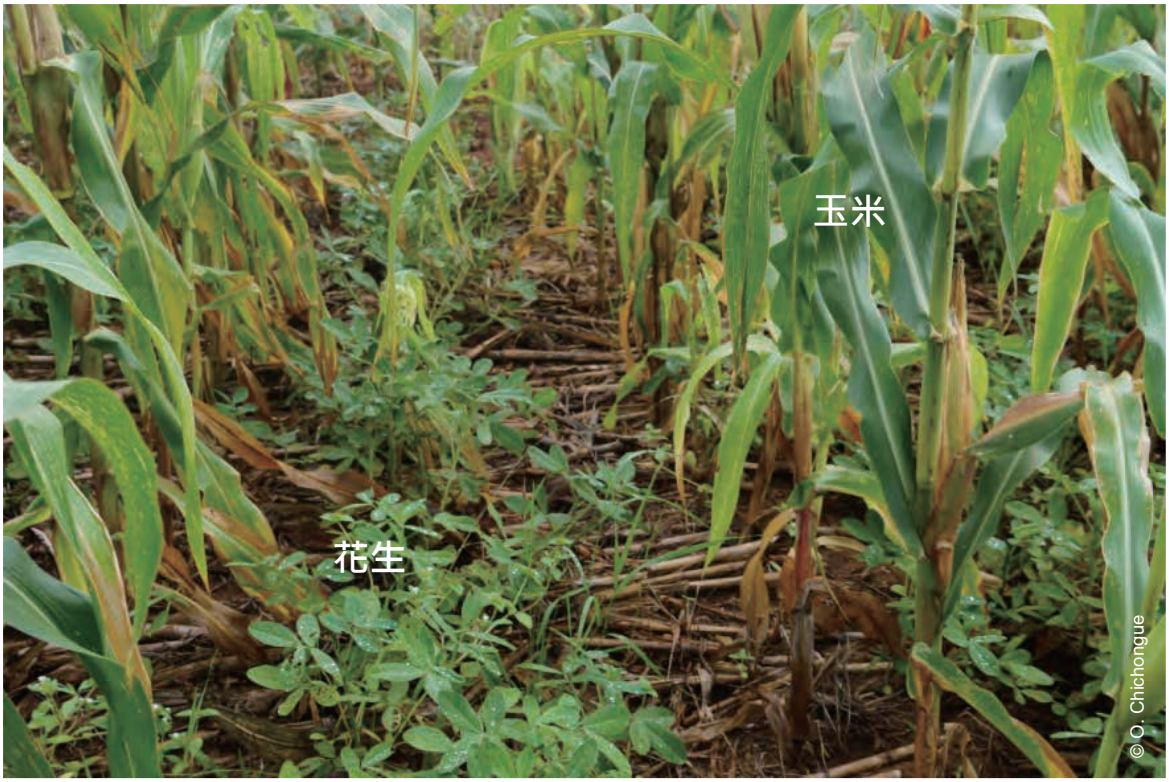
障礙	有 / 無	於莫三比克進行的研究調查結果（Chichongue *et al.*, 2019）
生物物理	有	**肥力和侵蝕**：家戶農民對土壤肥力下降和侵蝕造成土壤惡化的看法，降低採用保育性農業措施的可能性。這可以解讀為農民無法瞭解該問題，也不知道保育性農業措施是如何緩解這些問題。 **氣候變遷**：對降雨量變化模式和極端溫度的看法，會對採用保育性農業措施產生負面且嚴重的影響。 **農場規模**：此變數對採用保育性農業措施有正面且重大的影響。擁有大型農場的農民，通常願意分配部分土地來嘗試一些改良技術，如保育性農業措施，並分散相關風險。
社會	有	**年齡和經驗**：小農的耕作經驗和年齡會提高或降低採用新技術的可能性。年齡則會造成負面影響，原因是年長的農民較不會長遠規劃，比年輕的農民更不可能投資需要長期施作的保育性農業措施。有經驗的農民能在多變的生產環境中獲得知識，有助於他們採用此做法。 **性別**：在撒哈拉以南非洲地區，戶長通常是決定採用改良技術的主要決策人。一般而言，戶長為男性的家庭採用改良技術的機率較高，但本研究發現，戶長為女性的家庭比戶長為男性的家庭更有可能採用保育性農業措施。 **家戶規模和勞動力需求**：在撒哈拉以南非洲的多數國家，農民依靠家庭勞動力來生產農作物。因此，家戶規模與農場經營的勞動力有關。與小家庭相比，預期大家庭對對該措施的採用有正面影響。而無法聘僱外部勞動力的農民，較不會採用保育性農業措施。 **教育**：小農若有受正式和非正式教育（短期和長期培訓），將有助於提高自身的管理能力，瞭解保育性農業措施的好處和限制，並發揮其社會角色，這對是否採用保育性農業措施有顯著的正面影響。

障礙	有 / 無	於莫三比克進行的研究調查結果（Chichongue *et al.*, 2019）
		通訊資產：研究發現，廣播、電視和行動電話等大眾媒體所有權，對是否採用保育性農業措施有顯著的正面影響。
經濟	有	**獲利能力（收入）**：小農為家庭創造收入的能力，對是否採用保育性農業措施有正面或負面影響。隨著家庭農場經營者的農場淨收入的增加，採用改良技術的機率也會增加。然而，農場淨利潤高的家庭農場，因足以維持家庭的糧食安全，故較不可能投資在長期措施（保育性農業措施）上。
機構	有	**土地租佃**：若能保障土地租佃，則對採用保育性農業措施有顯著的正面影響。土地使用權沒有保障的農民較不可能採用保育性農業措施，而土地有保障的農民則更被鼓勵採用長期措施。 **取得推廣服務**：未接受推廣人員定期面訪、未參與田野日或實地示範活動的農民，採用此措施的機率低於參與此類活動的農民。

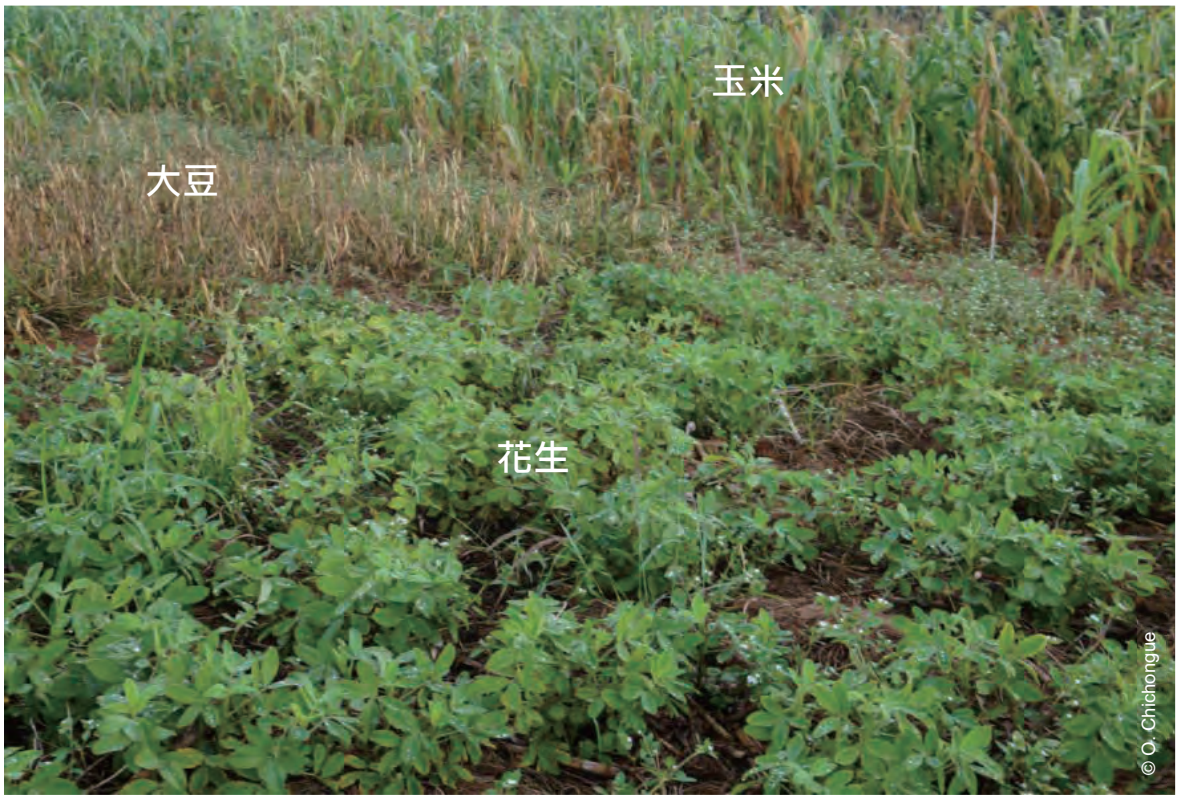
照片

照片 8. 最少耕犁

照片 9. 覆蓋在土壤的枯殘株



照片 10. 作物間作（穀類–豆科間作）



照片 10. 作物輪作

參考文獻

Barut, Z.B. & Akbolat, D. 2005. Evaluation of conventional and conservation tillage system for Maize. Journal of Agronomy, 4(2): 122-126. https://doi.org/10.3923/ja.2005.122.126

Busari, M.A., Kukal, S.S., Kaur, A., Bhat, R. & Dulazi, A.A. 2015. Conservation tillage impacts on soil, crop and the environment. International Soil Water Conservation Research, 3(2): 119-29. https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2015.05.002

Chichongue, O. 2020. Comparison of crop management systems for smallholder farmers in Mozambique. PhD thesis, University of the Free State, South Africa.

Chichongue, O., Pelser, A., Van Tol, J.J., Du Preez C.C. & Ceronio, G.M. 2019. Factors influencing the adoption of conservation agriculture practices among smallholder farmers in Mozambique. International Journal of Agriculture Extension, 7(3): 277-291. https://doi.org/10.33687/ijae.007.03.3049

Drechsel, P., Heffer, P., Magen, H., Mikkelsen, R. & Wichlns, D. 2015. Managing water and fertilizer for sustainable agricultural intensification. International Fertilizer Industry Association (IFA), International Water Management Institute (IWMI), International Plant Nutrition Institute (IPNI) and International Potash Institute (IPI) First edition, Paris, France

FAO. 2016. Soil map of the World. Rome, Italy. (also available at: http://www.fao.org/fileadmin/user_upload/soils/docs/Soil_map_FAOUNESCO/acrobat/Africa_VI.pdf).

FAOSTAT. 2020. FAOSTAT : Crops - Maize. In: FAOSTAT [online]. [Cited 2 October 2020]. http://www.fao.org/faostat/en/#data/QC

Gyogluu, C. 2011. Plant Growth and Symbiotic functioning of promiscuous – nodulating Soybean Genotypes Inoculated with Bradyrhizobium japonicum Strain WB74. PhD thesis, The Tshwane University of Technology, South Africa.

Lal, R. 1997. Residue management, conservation tillage and soil restoration for mitigating green-house effect by CO2-enrichment. Soil Tillage Research, 43: 81-107. https://doi.org/10.1016/S0167-1987(97)00036-6

Lal, R. 2003. Global potential of soil carbon sequestration to mitigate the greenhouse effect. Critical Reviews in Plant Sciences, 22(2): 151-84. https://doi.org/10.1080/713610854

Lenka, S. & Lenka, N.K. 2014. Conservation tillage for climate change mitigation – The reality. Climate Change and Environmental Sustainability, 2(1): 1-9. https://doi.org/10.5958/j.2320-642X.2.1.001

Li, J., Wang, Y., Guo, Z., Li, J., Tian, C., Hua, D., Shi, C., Wang, H., Han, J. & Xu, Y. 2020. Effects of conservation tillage on soil physicochemical properties and crop yield in an arid loess plateau, China. Scientific Reports, 10, 4716. https://doi.org/10.1038/s41598-020-61650-7

Mango, N., Mapemba, L., Tchale, H., Makate, C., Dunjana, N. & Lundy, M. 2018. Maize value chain analysis: A case of smallholder maize production and marketing in selected areas of Malawi and Mozambique. Cogent Business & Management, 5(1): 1503220. https://doi.org/10.1080/23311975.2018.1503220

Maria, R.M. & Yost, R. 2006. A survey of soil fertility status of four agro-ecological zones of Mozambique. Soil Science, 171: 902-914. https://doi.org/10.1097/01.ss.0000228058.38581.de

Ministério da Administração Estatal (MAE). 2005. Perfil do Distrito de Inharrime, Província de Inhambane. Maputo, Mozambique. (also available at: www.portaldogoverno.gov.mz/index.php/por/content/download/2946/23782/version/1/file/Inharrime.pdf)

Ministério da Administração Estatal (MAE). 2005b. Perfil do Distrito de Lichinga, Província de Niassa. Maputo, Mozambique. (also available at: www.portaldogoverno.gov.mz/por/content/download/2838/23242/version/1/file/Lichinga.pdf).

Ministério da Administração Estatal (MAE). 2005d. Perfil do Distrito de Malema, Província de Nampula. Maputo, Mozambique. (also available at: http://www.ine.gov.mz/estatisticas/estatisticas-territorias-distritais/nampula/novembro-de-2012/distrito-de-malema.pdf/view).

Ministério da Administração Estatal (MAE). 2005c, Perfil do Distrito de Gúrue, Província de Zambézia. Maputo, Mozambique. (also available at: www.portaldogoverno.gov.mz/por/content/download/2891/23507/version/1/file/Gurue.pdf).

Reicosky, D.C. 2008. Carbon sequestration and environmental benefits from no-till system. In Goddard, T., Zoebisch, M., Gan, Y.T., Ellis, W., Watson, A., Sambatpanit, S. (Eds). No till farming systems. pp. 43-58., World Association of Soil and Water Conservation Special Publication No. 3. Bangkok: WASWAC. 540pp.

Shah, F. & Wu, W. 2019. Soil and crop management strategies to ensure higher crop productivity within sustainable environments. Sustainability, 11: 1485. http://dx.doi.org/10.3390/su11051485

Thierfelder, C., Mombeyarar, T., Mango, N. & Rusinamhodzi, L. 2013. Integration of conservation agriculture in smallholder farming system of southern Africa: identification of key entry points. International Journal of Agricultural Sustainability, 11(4): 317-330. https://doi.org/10.1080/14735903.2013.764222

Thierfelder, C., Rusinamhodzi, L., Ngwira, A.R., Mupangwa, W., Nyagumbo, I., Kassie, G.T. & Cairns, J.E. 2015. Conservation agriculture in Southern Africa: Advances in knowledge. Renewable Agriculture and Food Systems, 30(4): 328–348. https://doi.org/10.1017/S1742170513000550

Thierfelder, C., Baudron, F., Setimela, P., Nyagumbo, I., Mupangwa, W., Mhlanga, B., Lee, N. & Gérard, B. 2018. Complementary practices supporting conservation agriculture in southern Africa: A review. Agronomy for Sustainable Development, 38: 16. https://doi.org/10.1007/s13593-018-0492-8

United States Department of Agriculture (USDA). 1987. Soil mechanics level I. Module 3 – USDA textural soil classification. Soil Conservation Service, United States Department of Agriculture, pp. 48. (also available at: www.wcc.nrcs.usda.gov/ftpref/wntsc/H&H/training/soilMod1/soil-unified-classEntire.pdf

5. 南非的保育性農業

Corrie Swanepoel[1], Mariette Marais[2], Antoinette Swart[2], Johan Habig[2], Susan Koch[2], Winnie Sekgota[2], Reedah Mampana[1], Gerrie Trytsman[3], Danie Beukes[1], Hendrik Smith[4]

[1] ARC-Institute for Soil, Climate and Water, Pretoria, South Africa
南非農業研究委員會土壤、氣候與水資源研究所

[2] ARC-Plant Protection Research Institute, Pretoria, South Africa
南非農業研究委員會植物保護研究所

[3] ARC-Animal Production Institute, Irene, South Africa
南非農業研究委員會動物生產研究所

[4] GrainSA, Pretoria, South Africa
南非穀物協會

1. 相關措施

保育性農業、少耕、間作、輪作、礦物質肥料施用

2. 案例研究說明

Zeekoegat 實驗開始於 2007 年 11 月，持續六個耕作季。實驗採用了裂區隨機完全區集設計（split plot randomized complete block design）設計，共有三個重複。每個重複分成慣行耕犁（conventional tillage, CT）和少耕（reduced tillage, RT）兩個耕犁系統，並進一步細分為 12 個處理方式（六種耕犁系統 × 兩種施肥程度），共72個實驗樣區。樣區大小為 7.2 公尺 × 8.0 公尺。受試栽培系統包括：玉米單一作物連作、玉米 / 豇豆輪作、玉米 / 大豆輪作（maize-soybean rotation, MSR）、玉米 / 豇豆間作、玉米 / 燕麥間作和玉米 / 野豌豆（vetch）間作（表 17）。種植相關細節請見表 18。

表 17. 輪作

年	玉米單一作物連作	玉米 / 豇豆輪作	玉米 / 大豆輪作	玉米 / 豇豆間作	玉米 / 燕麥延遲間作	玉米 / 野豌豆延遲間作
1	玉米完整田分 (full stand)	豇豆完整田分	大豆完整田分	玉米完整田分 豇豆半田分 (half stand)	玉米完整田分 燕麥 50 公斤 / 公頃	玉米完整田分 野豌豆 30 公斤 / 公頃
2	玉米完整田分	玉米完整田分	玉米完整田分	玉米半田分 豇豆 3/4 田分 (3/4 stand)	玉米半田分 燕麥 50 公斤 / 公頃	玉米半田分 野豌豆 30 公斤 / 公頃
3	玉米完整田分	豇豆完整田分	大豆完整田分	玉米半田分 豇豆 3/4 田分	玉米半田分 燕麥 50 公斤 / 公頃	玉米半田分 野豌豆 30 公斤 / 公頃
4	玉米完整田分	玉米完整田分	玉米完整田分	玉米半田分 豇豆 3/4 田分	玉米半田分 燕麥 50 公斤 / 公頃	玉米半田分 野豌豆 30 公斤 / 公頃
5	玉米完整田分	豇豆完整田分	大豆完整田分	玉米半田分 豇豆 3/4 田分	玉米半田分 燕麥 50 公斤 / 公頃	玉米半田分 野豌豆 30 公斤 / 公頃
6	玉米完整田分	玉米完整田分	玉米完整田分	玉米半田分 豇豆 3/4 田分	玉米半田分 燕麥 50 公斤 / 公頃	玉米半田分 野豌豆 30 公斤 / 公頃

表 18. 在 Zeekoegat 試驗各季耕作活動細節

	2007 / 08	2008 / 09	2009 / 10	2010 / 11	2011 / 12	2012 / 13
慣行耕犁（300 公厘深）	板犁（Mouldboard plough）	拖曳式割草機（Slasher）/ 板犁 / 圓盤耙（disk harrow）	拖曳式割草機 / 板犁 / 四齒耙（four tine cultivator frame）	拖曳式割草機 / 板犁 / 四齒耙	拖曳式割草機 / 板犁 / 四齒耙	拖曳式割草機 / 板犁 / 四齒耙
少耕（200 公厘深）	拖曳式割草機 / 手鋤頭	拖曳式割草機 / 手鋤頭	拖曳式割草機 / 四齒耙	拖曳式割草機 / 四齒耙	拖曳式割草機 / 四齒耙	拖曳式割草機 / 四齒耙
肥料、玉米（最佳）*（公斤 / 公頃）	氮 =48+24*** 磷 =13+7 鉀 =12	氮 =46+21 磷 =20+2 鉀 =0 **	氮 =42+28 磷 =13+2 鉀 =0	氮 =42+28 磷 =13+2 鉀 =0	氮 =42+30 磷 =8+5 鉀 =0	氮 =42+30 磷 =6+6 鉀 =0
肥料、豆科（最佳）（公斤 / 公頃）	氮 =0 磷 =5 鉀 =12	氮 =0 磷 =26 鉀 =0	氮 =0 磷 =11 鉀 =0	氮 =0 磷 =8 鉀 =0	氮 =0 磷 =9 鉀 =0	氮 =0 磷 =8 鉀 =0
肥料、燕麥（最佳）（公斤 / 公頃）	氮 =28 磷 =13 鉀 =8	氮 =46 磷 =20 鉀 =0	氮 =42 磷 =13 鉀 =0	氮 =42 磷 =13 鉀 =0	氮 =42 磷 =13 鉀 =0	氮 =42 磷 =6 鉀 =0
目標密度	玉米完整田分：3 萬 7000 株 / 公頃 玉米間種：3 萬 7000 株 / 公頃 豆科完整田分：6 萬株 / 公頃	玉米完整田分：3 萬 7000 株 / 公頃 玉米間種：1 萬 8500 株 / 公頃	玉米完整田分：3 萬 7000 株 / 公頃 玉米 + 間種作物：1 萬 8500 株 / 公頃	玉米完整田分：3 萬 7000 株 / 公頃 玉米 + 間種作物：1 萬 8500 株 / 公頃	玉米完整田分：3 萬 7000 株 / 公頃 玉米 + 間種作物：1 萬 8500 株 / 公頃	玉米完整田分：3 萬 7000 株 / 公頃 玉米 + 間種作物：1 萬 8500 株 / 公頃

	2007 / 08	2008 / 09	2009 / 10	2010 / 11	2011 / 12	2012 / 13
	豆科間作：3 萬株 / 公頃 燕麥：50 公斤種子 / 公頃 野豌豆：30 公斤種子 / 公頃	豆科間作：3 萬株 / 公頃 燕麥：50 公斤種子 / 公頃 野豌豆：30 公斤種子 / 公頃	豆科：15 萬株 / 公頃 間作：10 萬株 / 公頃 燕麥：50 公斤種子 / 公頃 野豌豆：30 公斤種子 / 公頃	間作：10 萬株 / 公頃 燕麥：50 公斤種子 / 公頃 野豌豆：30 公斤種子 / 公頃	豆科：15 萬株 / 公頃 間作：10 萬株 / 公頃 燕麥：50 公斤種子 / 公頃 野豌豆：30 公斤種子 / 公頃	間作：10 萬株 / 公頃 燕麥：50 公斤種子 / 公頃 野豌豆：30 公斤種子 / 公頃
種植日期	玉米：2007 年 11 月 27 日 豆科：2007 年 11 月 27 日 間作：2007 年 12 月 27 日 燕麥、野豌豆：2008 年 02 月 26 日	玉米：2008 年 11 月 17 日 間作：2008 年 12 月 17 日 燕麥、野豌豆：2009 年 2 月 25 日	玉米：2009 年 11 月 19 日 豆科：2009 年 11 月 19 日間作：2009 年 12 月 17 日 燕麥、野豌豆：2010 年 3 月 7 日	玉米：2010 年 11 月 29 日 間作：2010 年 12 月 21 日 燕麥、野豌豆：2011 年 3 月 18 日	玉米：2011 年 11 月 29 日 豆科：2011 年 11 月 29 日間作：2011 年 12 月 19 日 燕麥、野豌豆：2012 年 3 月 13 日	玉米：2012 年 11 月 19 日 間作：2012 年 12 月 12 日 燕麥、野豌豆：2013 年 4 月 24 日
除草劑和殺蟲劑（播種前 + 後續施用）	Roundup / Dual gold / Cyperin+ 人工除草	Roundup / Dual gold / Cyperin+ 人工除草	Roundup / Springbok / Dual Gold / Cyperin+ 人工除草	Roundup / Dual Gold / Cyperin+ 人工除草	Cleanup / Cypermetrial / Dual Gold / Cyper-metrial+ 人工除草	Cleanup / Cypermetrial / Dual Gold+ 人工除草
玉米品種	Pannar 6P/110	Pannar 6P/110	Pannar 6P/110	Pannar 6P/110	Pannar 6P/110	Pannar 6P/110
豇豆品種	混合品種	混合品種	混合品種	混合品種	混合品種	混合品種
大豆品種	Glenda	Glenda	Glenda	Glenda	Glenda	Glenda
燕麥品種	SSH 491	SSH 491	SSH 491	SSH 491	SSH 491	SSH 491

*「低 」處理的施肥量為回報最佳施肥量的 50%

** 從第二年開始，由於土壤中的天然鉀含量高，所以沒有施用鉀

***「+」表示分次施肥：種植時 + 追肥

3. 案例研究背景

Zeekoegat（南緯 25°36'55"，東經 28°18'56"，海拔 1168 公尺）是位於南非豪登（Gauteng）省 Zeekoegat 實驗農場的站內試驗。此實驗性試驗是針對特定地點，試驗場地所占面積為 70 公尺 x 20 公尺，位於暖溫帶、冬乾、夏熱地區（Cwa氣候區）。該地年降雨量為 871 毫米 / 年（六個試驗年的平均值），年平均最高溫度為 27℃，最低溫度為 10.7℃。Zeekoegat 的土壤屬於暗紅黏亮土（Rhodic Nitisol）（IUSS, 2014），黏土質地（44.5% 為黏粒），紅色，中細到中等的塊狀結構，位於下層輝長岩（gabbro）上。此地土壤很深（>120 公分），排水良好，在較深的 A 和 B 土層中，錳含量分別為 7% 和 23%（Mampana et al., 2015）。該土壤呈微酸性，表土的磷含量相對較低。表 19 總結實驗起始時，選定的兩個地點之土壤物理和化學性質。

表 19. Zeekoegat 的初始表土性質

土壤深度（公厘）	土壤質地（%黏粒）	土壤容積密度（噸 / 立方公尺）	pH 值（H_2O）	土壤有機碳（克 / 公斤）	磷（Bray-I）（毫克 / 公斤）	鉀（毫克 / 公斤）	鈣（毫克 / 公斤）	鎂（毫克 / 公斤）
0~100	黏土（44%）	1.4	6.1	12.5	5	485	1189	265
100~300	黏土（45%）	1.4	5.9	12.4	4	536	1219	272

4. 擴大規模的可能性

須採用因地制宜的保育性農業措施以符合當地的土壤和氣候條件。我們的研究收集了所有可用的相關資訊，如管理措施、生物物理性質等，以確定造成變化的基本原因。利用這些驅動力和其中的相關機制，我們可以將研究結果擴大施行，推到其他不同氣候或土壤的地區。

5. 對土壤有機碳庫存的衝擊

連續六年測定碳含量，以監測在不同實驗處理下土壤有機碳的變化。在該實驗中，在選定的保育性農業措施（如少耕和野豌豆間作系統）下，土壤有機碳會累積在土壤中，特別是在表土（圖 5）。

表 20 中僅列出在各種主要處理效應（耕犁）下，實驗開始和結束時，土壤有機碳庫存的值。第一個年份的值呈現出最初的土壤有機碳含量，而最後一年份則代表實行保育性農業和慣行耕犁措施六年後的成效。然而，在每年（六年）測量各個土壤層（四個土壤層）後，發現更多詳細的資訊，不同的處理（耕作系統和施肥程度）方式會有不同的效果（Swanepoel et al., 2014; Swanepoel, 2018，表 21）。肥料施用率和栽培系統反而對土壤有機碳沒有造成顯著的影響（圖 6 和表 20）。我們測量土壤有機碳的濃度（%），並將土壤有機碳轉換為碳庫存（噸 / 公頃）：我們首先計算每一層土壤其 1 公頃（100 公尺 × 100 公尺）的體積，再將體積與土壤容積密度相乘，算出每層土壤的質量，然後將土壤質量與該層的碳濃度相乘，計算出每公頃每層土壤的碳質量或碳庫存（表 20）。

表 20. 實驗第一年碳儲量（每公頃）的計算總覽

年	耕犁	土壤深度	土壤容積密度	土壤體積	土壤質量	有機碳	碳儲量
		公分	噸 / 立方公尺	立方公尺 / 公頃	噸 / 公頃	%	噸碳 / 公頃
2006	慣行耕犁	0~10	1.467	1000	1467	1.209	17.740
	慣行耕犁	10~30	1.435	2000	2870	1.202	34.486
	慣行耕犁	30~60	1.338	3000	4014	1.040	41.758
	第一年實行慣行耕犁 0~60 公分的總碳量						*93.984*
	少耕	0~10	1.467	1000	1467	1.287	18.885
	少耕	10~30	1.435	2000	2870	1.271	36.468
	少耕	30~60	1.338	3000	4014	1.019	40.903
	第一年實施少耕 0~60 公分的總碳量						*96.255*
2013	慣行耕犁	0~10	1.467	1000	1467	1.274	18.690
	慣行耕犁	10~30	1.435	2000	2870	1.216	34.894
	慣行耕犁	30~60	1.338	3000	4014	1.089	43.716
	實施慣行耕犁 6 季後 0~60 公分的總碳量						*97.300*
	少耕	0~10	1.467	1000	1467	1.419	20.809
	少耕	10~30	1.435	2000	2870	1.245	35.737
	少耕	30~60	1.338	3000	4014	1.091	43.773
	實施少耕 6 季後 0~60 公分的總碳值						*100.319*

與實驗最後一年相比，特別是關於少耕與慣行耕犁兩者間的比較

資料來源：Swanepoel 等人（2013）；Swanepoel 等人（2018）

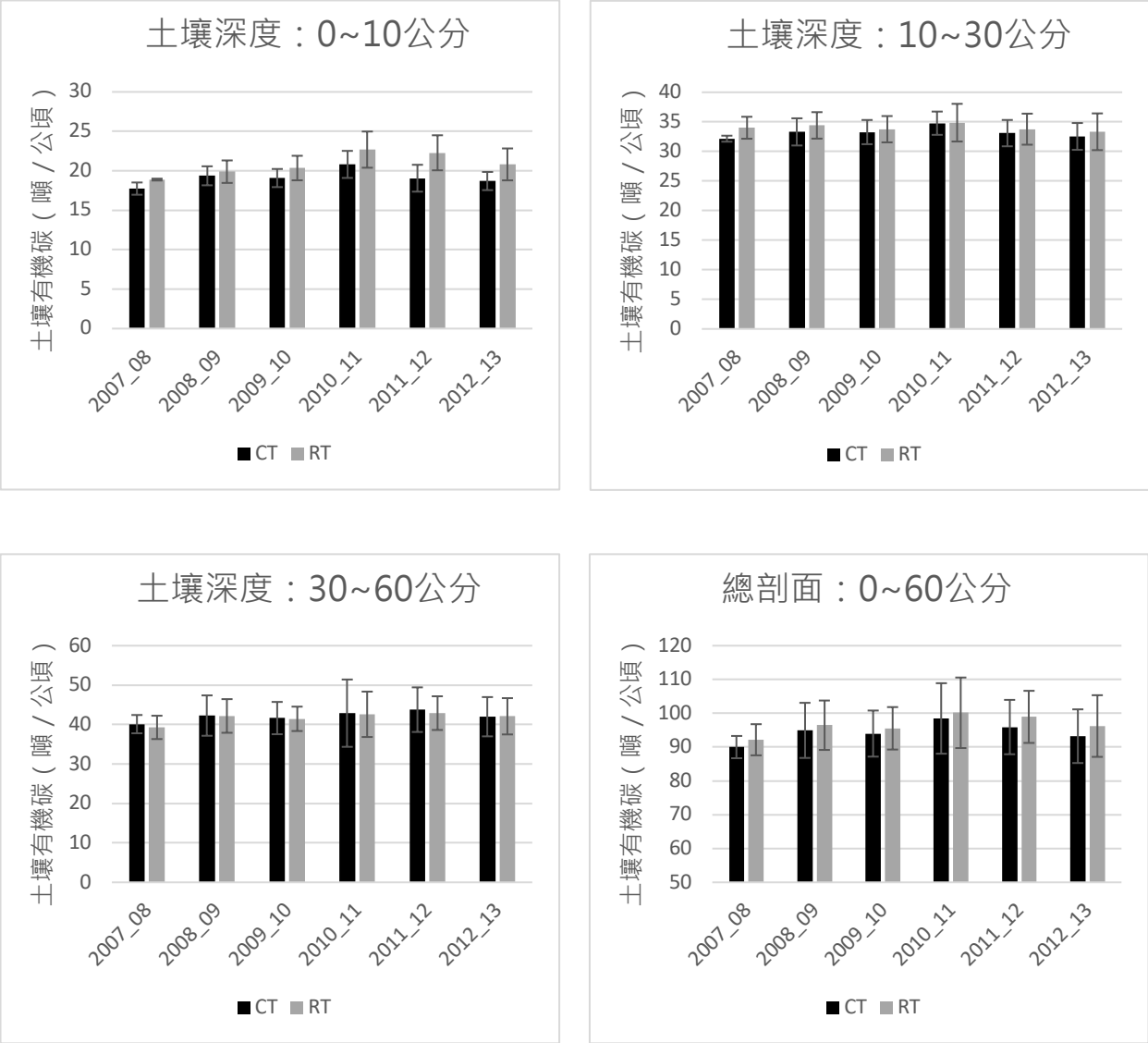


圖 5. 慣行耕犁和少耕對不同土壤深度土壤有機碳庫存（噸／公頃）之主要影響總結（Swanepoel et al., 2018）

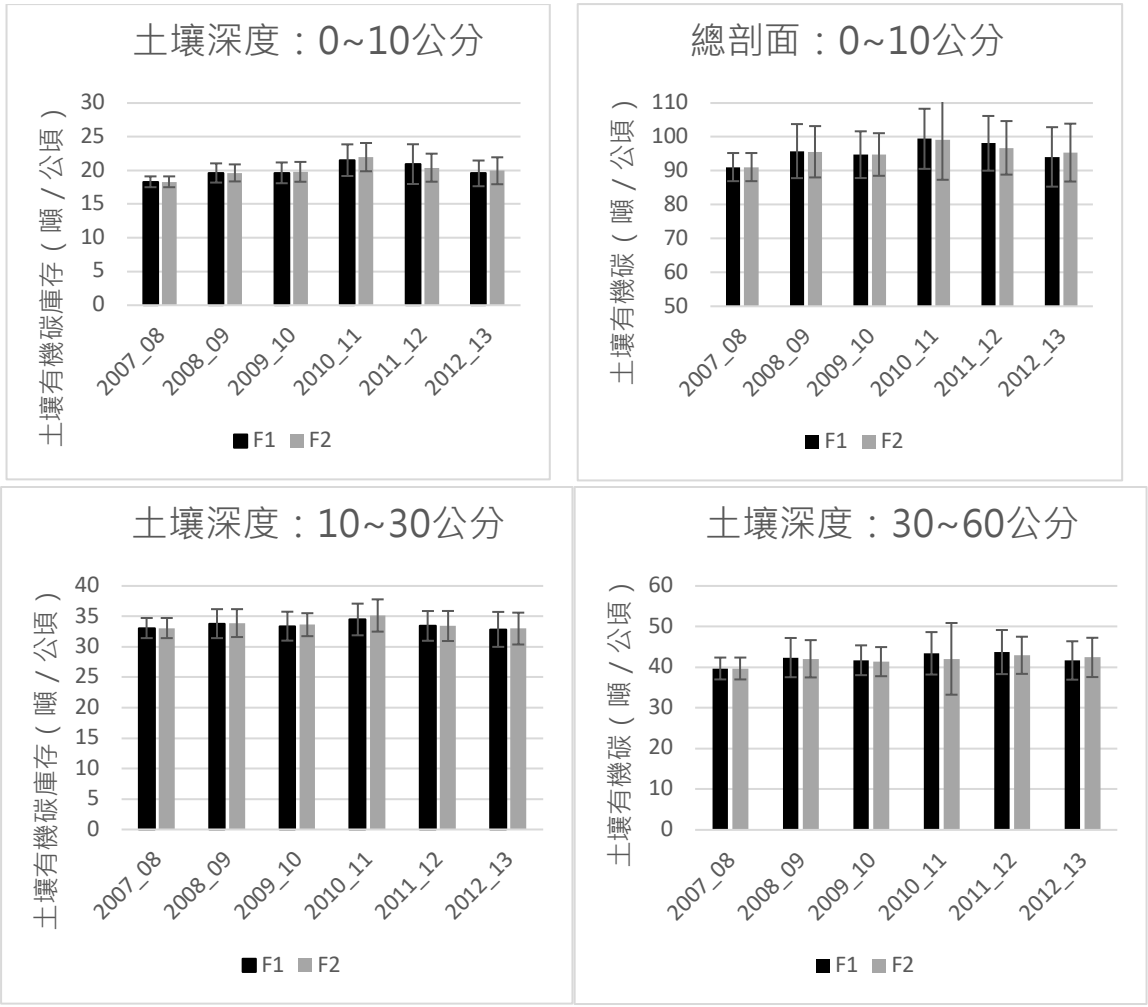


圖 6. 比較肥料（F1= 最佳施肥量的一半；F2= 最佳施肥量）對三個土壤深度，每年有機碳庫存（噸碳 / 公頃）的影響

表 21. 耕作系統對各層土壤的平均有機碳庫存（噸 / 公頃）影響的情況

年	耕作系統	0~10 公分	10~30 公分	30~60 公分
2007 / 08	原先土壤有機碳庫存	18.31	33.08	39.69
2008 / 09	1. 玉米單一作物連作	19.53	34.19	42.18
	2. 玉米–豇豆輪作	20.09	34.54	43.47
	3. 玉米–大豆間作	19.21	32.62	41.51
	4. 玉米–豇豆間作	19.60	33.99	42.44
	5. 玉米–燕麥間作	19.55	33.90	42.82

年	耕作系統	0~10 公分	10~30 公分	30~60 公分
	6. 玉米–放牧用野豌豆間作	19.77	33.87	40.96
2009 / 10	1. 玉米單一作物連作	19.82	33.03	41.41
	2. 玉米–豇豆輪作	19.92	34.32	42.95
	3. 玉米–大豆間作	18.86	32.47	40.77
	4. 玉米–豇豆間作	19.87	33.45	41.18
	5. 玉米–燕麥間作	19.96	34.23	41.47
	6. 玉米–放牧用野豌豆間作	19.87	33.58	41.51
2010 / 11	1. 玉米單一作物連作	21.99	34.63	43.56
	2. 玉米–豇豆輪作	22.30	36.08	41.57
	3. 玉米–大豆間作	19.99	33.58	42.34
	4. 玉米–豇豆間作	21.90	34.61	42.50
	5. 玉米–燕麥間作	22.24	35.48	43.72
	6. 玉米–放牧用野豌豆間作	22.05	34.52	42.76
2011 / 12	1. 玉米單一作物連作	21.22	33.25	43.05
	2. 玉米–豇豆輪作	20.37	33.85	43.91
	3. 玉米–大豆間作	19.31	32.51	42.63
	4. 玉米–豇豆間作	20.93	33.74	42.98
	5. 玉米–燕麥間作	20.68	33.54	42.37
	6. 玉米–放牧用野豌豆間作	21.50	33.67	45.07
2012 / 13	1. 玉米單一作物連作	20.10	33.12	42.69
	2. 玉米–豇豆輪作	19.78	33.16	43.63
	3. 玉米–大豆間作	18.59	31.49	40.73
	4. 玉米–豇豆間作	19.80	33.23	41.73
	5. 玉米–燕麥間作	19.71	33.41	42.53
	6. 玉米–放牧用野豌豆間作	20.55	33.18	40.93

6. 該措施的其他效益

6.1. 改善土壤性質

耕犁系統（tillage systems）是實驗結果呈現若干差異的原因，包括以下幾點：

- 土壤養分的動態變化：少耕使表層土壤中的有機碳逐漸積累（圖 5）。不同的耕作處理，對鉀、鎂、硝酸鹽和總碳也有影響，但隨時間推移其變化趨勢並不明顯（Swanepoel et al., 2013）。
- 團粒穩定性：團粒大小與團粒穩定性和少耕之間為正相關（Beukes and Swanepoel, 2016）。
- 土壤水分：與慣行耕犁相比，少耕處理的土壤含水量一直較高。此趨勢從第一季開始就已出現（Mampana, 2014; Swanepoel et al., 2013）。
- 土壤溫度：在少耕下，土壤溫度較低，可能因為是土壤含水量較高，且表面有覆蓋物（Mampana, 2014）。
- 穿刺阻力：在少耕處理的表土測量到土壤穿刺阻力增加（圖 6）。這代表在沒有犁地的情況下，使用曳引機等工具會形成壓實層。測量到的土壤阻力增加，可能會產生延續效應，減少根部發育，從而影響作物生長和穀物產量。作物生長不佳會導致生物量減少，從而損害了整個保育性農業系統。
- 微生物活性：少耕有助於微生物活性。在少耕處理下，物種豐富度會隨時間有明顯增加的趨勢（Habig and Swanepoel, 2015）。
- 菌根：少耕一開始對土壤中的叢枝菌根菌（Arbuscular Mycorrhizal Fungi, AMF）有顯著影響。然而，在隨後幾年，慣行耕犁則優於少耕（Sekgota, 2019; Swanepoel et al., 2013）。
- 耕犁對玉米葉內養分、發芽率、線蟲或球囊霉素（glomalin，叢枝菌根菌分泌的醣蛋白）量沒有影響（Swanepoel et al., 2013）。

栽培系統（cropping systems）：

- 土壤養分的動態變化：栽培系統對土壤養分有顯而易見的影響，也會影響鈣、鉀、鎂、銨（NH_4）、硝酸鹽（NO_3）、總碳和總氮。玉米 / 野豌豆栽培系統主要會增加土壤中的養分，而玉米單一作物連作或玉米 / 燕麥間作則與養分降低狀況有關（Swanepoel et al., 2013）。
- 葉部分析：最初，玉米 / 豇豆在養分吸收方面為最有利，而在實驗結束時，玉米 / 野豌豆間作的表現則較佳。葉部養分吸收量亦與作物的生物量和產量增加相一致。
- 團粒穩定性：栽培系統和有機碳之間存在顯著的相關性，而這些又與團粒穩定性和體積有顯著影響（Beukes and Swanepoel, 2016）。
- 菌根：與豆科植物的輪作和間作，對土壤中的叢枝菌根菌的孢子數量有正面影響（Sekkota, 2019）。

- ◆ 栽培系統對線蟲、叢枝菌根真菌和球囊霉素量影響有限（Sekgota, 2019; Habig and Swanepoel 2015; Swanepoel et al., 2013）。

總體而言，**施肥程度**的影響是可忽略，但施肥確實會產生下列影響：

- ◆ 土壤養分的動態變化：由於大量施肥，表層土壤（0~5 和 5~10 公分）的磷明顯發生變化（Swanepoel et al., 2013）。
- ◆ 葉部分析：施肥導致鎂、鈣和鉀的養分吸收出現顯著差異（Swanepoel et al., 2013）。
- ◆ 菌根：施較多肥料導致叢枝菌根菌的孢子數量增加（Sekkota, 2019; Habig and Swanepoel, 2015; Swanepoel et al., 2013）。
- ◆ 肥料對玉米穀粒產量、團粒穩定性、線蟲、叢枝菌根真菌或球囊黴素量影響很少或沒有影響（Swanepoel et al., 2013; Beukes and Swanepoel, 2016; Sekgota, 2019）。

6.2. 最小化對土壤功能的威脅

表 22. 土壤威脅

土壤威脅	
養分的失衡和循環	在大多數的年份中，皆觀察到氮、鉀、鈣、鎂和鈉有顯著差異；但因每年的狀況不同（耕犁、栽培系統、肥料施用或其組合），這些養分的變化隨時間並不一致。栽培系統是造成養分動態變化的主要原因，而可能的起因在於不同作物對養分的利用有所差別（Swanepoel et al., 2013）。
土壤生物多樣性損失	免耕的微生物多樣性和活性高於慣行耕犁。施肥程度在決定微生物多樣性和活性方面上，似乎扮演次要的角色；反之，栽培系統在決定土壤微生物群落的活性則有更重要的作用。保育性農業在免耕的多樣化栽培系統中，土壤微生物多樣性和活性最高（Habig and Swanepoel, 2015）。
土壤水分管理	在保育性農業處理下，特別是少耕處理，測量到土壤含水量增加（Swanepoel et al., 2013; Mampana, 2014）。

6.3. 產量增加（如食物、燃料、飼料、木材）

在某些種植季，保育性農業下的玉米產量和生物量較好，而在其他季其產量則較低。這種複雜動態的變化是受降雨量、土壤壓實度和栽培系統順序等因素所影響（Swanepoel et al., 2018）。Zeekoegat 保育性農業試驗是在旱地、研究站內所進行的試驗。在試驗的最後三年，少而不穩定的降雨對產量造成負面影響。關鍵發育期的週期性乾旱導致整體產量和生物量降低。然而，我們仍然能夠比較各種處理在這些情況下的反應。

起初，少耕下的玉米穀粒產量較高（2008、2009 和 2010 年），然而在最後的三年裡，慣行耕犁下的玉米產量則較高（2011、2012 和 2013 年）。整體低產量是由於在生長期間的降雨量少以及降雨分佈不均所導致。慣行耕犁和少耕之間的產量差異則歸因於少耕處理中，因缺耕犁而造成的表土壓實。兩種耕犁系統的六年平均產量相似，少耕為 2.9 噸 / 公頃，而慣行耕犁為 3.1 噸 / 公頃。與穀粒產量相似，少耕下的生物量最初表現較好，但在最後三年，慣行耕犁處理下的生物量生產量最多。與穀粒產量一樣，少耕下的表土壓實減少根部的發育，不利整株作物的生長。

栽培系統對產量有顯著影響。保育性農業系統，特別是玉米 / 野豌豆和玉米 / 豇豆間作系統，表現優於慣行措施（單一作物連作）。可發現一個趨勢，即栽培系統對生物量會產生一些影響，雖然不總是顯著可見。玉米單一作物連作和玉米 / 野豌豆產生的生物量最高。與種植在有固定車軌的耕作系統（tramlines）相比，玉米單一作物連作因採全田分的種植，而使得獲得較高的生物量。而玉米 / 野豌豆間作則能產生最有效的土壤覆蓋。

肥料對玉米穀粒產量影響極小或沒有影響。

6.4. 緩解和適應氣候變遷

在少耕系統下的碳固存具有正面的緩解效果。本研究沒有測量溫室氣體排放（甲烷、氧化亞氮）。

6.5. 社會經濟效益

經濟效應被加以衡量並以其獲利力〔蘭特 / 公頃；南非幣蘭特（Rand）〕來表示（圖 7）。玉米產量和降雨量與獲利能力性息息相關（Swanepoel et al., 2018）。保育性農業和慣行農業系統之間的經濟比較顯示，玉米單一作物連作和玉米 / 野豌豆間作最為有利。然而，經濟分析無法考慮到資源的永續和長期使用。

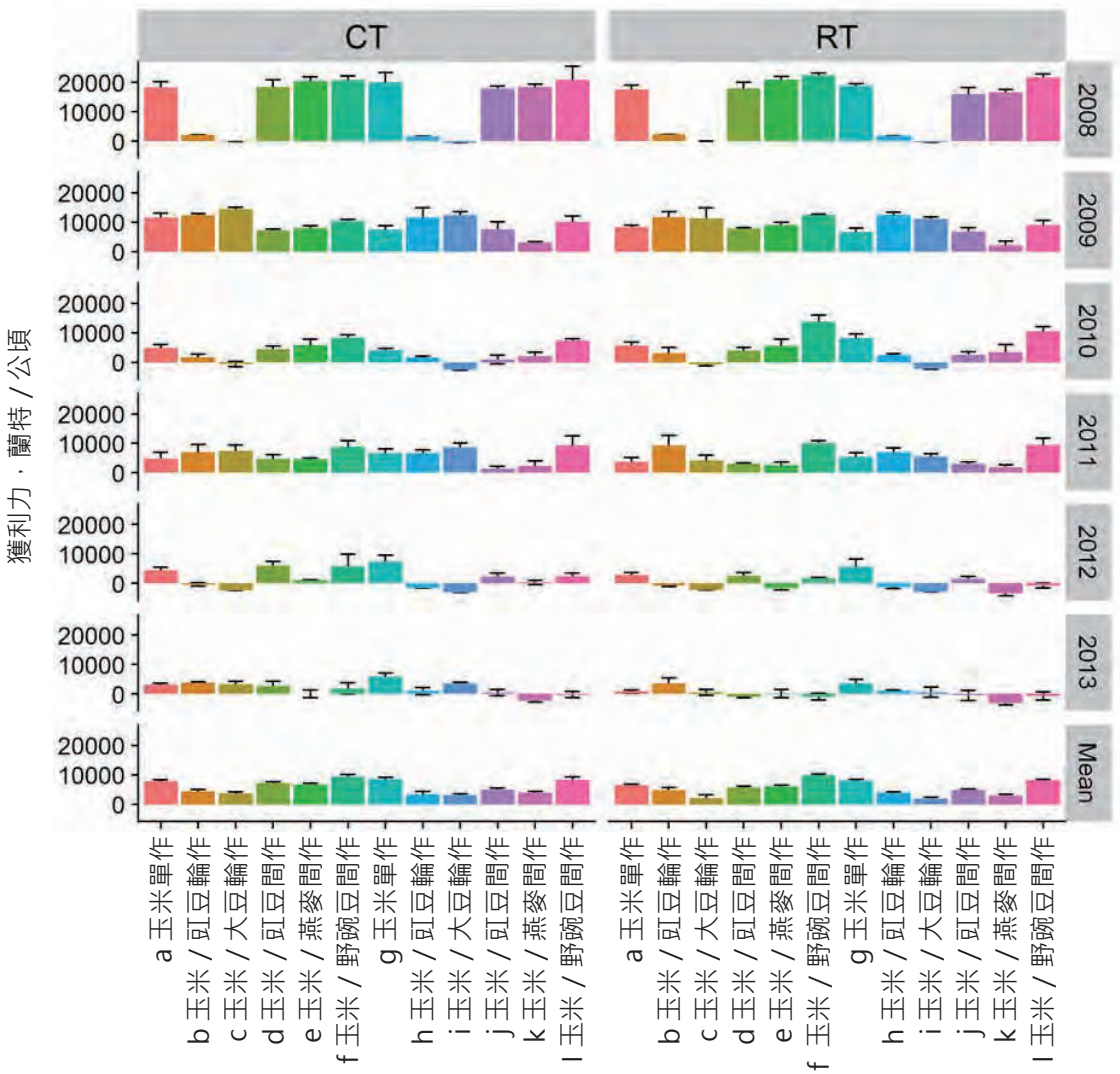


圖 7. Zeekoegat 的 12 個耕作系統的獲利能力，以每公頃南非幣蘭特表示

六種栽培系統和兩種肥料量的組合（a~f系統=低肥料，g~l系統=高肥料）和兩個耕犁系統（RT=少耕和 CT= 慣行耕犁）。

6.6. 該措施的其他效益

少耕一開始會降低雜草生物量，但隨著一段時間過後，雜草生物量開始增加；而慣行耕犁處理下的雜草生長情形則會保持相似。也會測量雜草物種組成的更替：慣行耕犁下主要有兩優勢雜草物種在生長，而少耕處理下的雜草多樣性則會隨著時間而增加（圖 8）（Baker et al., 2018; Swanepoel et al., 2015; Swanepoel et al., 2013）。定期施行混合人工和化學雜草防治。我們測試雜草對產量的影響，發現雜草管理頗有成效，對作物產量的影響可以忽略（Swanepoel et al., 2015）。慣行耕犁系統下的優勢雜草是大曼陀羅（large thorn apple），而此雜草會隨著時間日趨主導地位。大曼陀羅的種子會受光而活化，因此是在耕作後才發芽。然而，在少耕處理下，該雜草的

種子庫會隨時間有所變化，大曼陀羅的數量將會逐漸減少，而被香附子（purple nutsedge）大曼陀羅的數量將會逐漸減少，而被香附子（purple nutsedge）和多年生雜草取代（Baker et al., 2018; Swanepoel et al., 2015）。雜草生物量採樣是在第一次除草作業之前，種植數幾週後進行（表 18）。

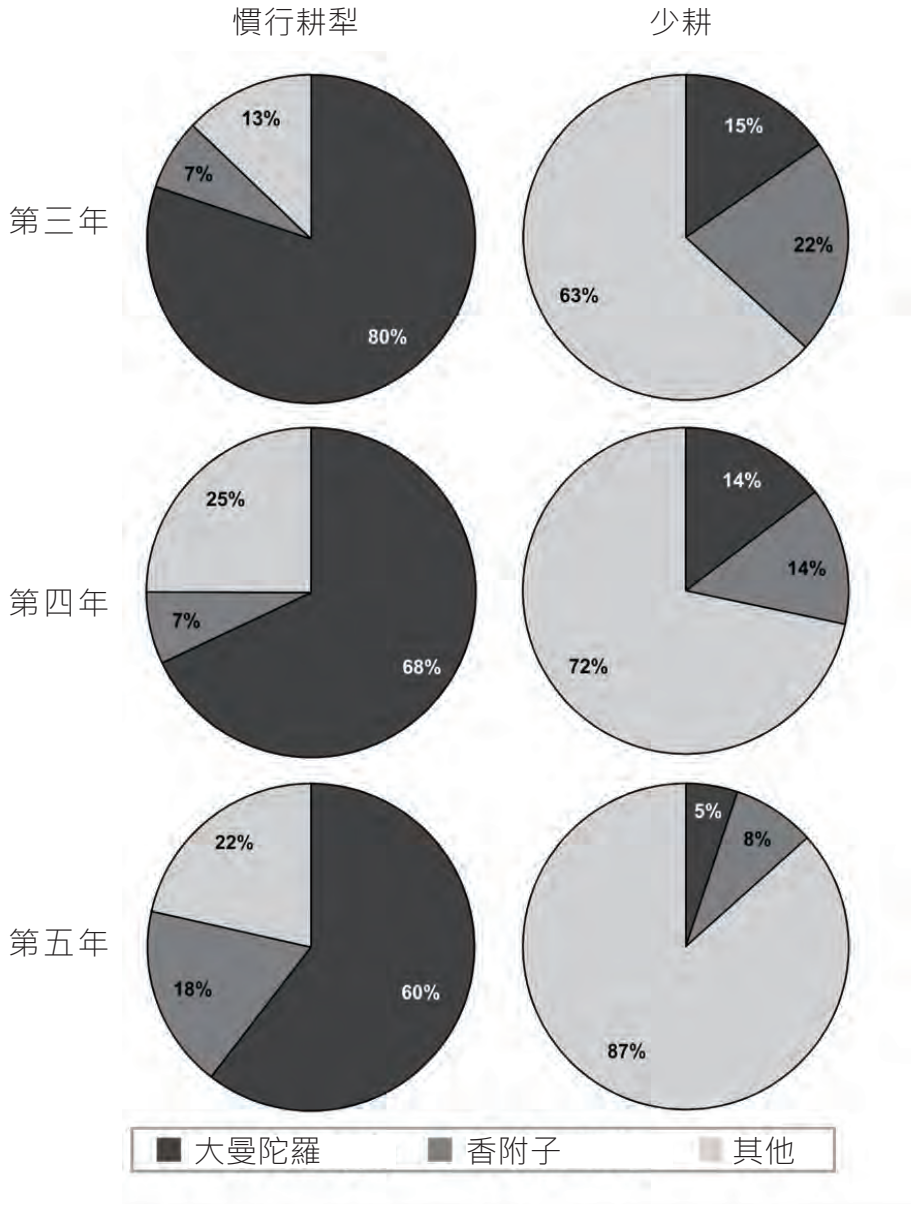


圖 8. 雜草物種組成隨著時間的變化，以其生物量的百分比表示在 Zeekoegat 進行慣行耕犁（左）和少耕（右）措施的中期試驗

7. 該措施的潛在缺點

7.1. 權衡對土壤功能的其他威脅

表 23. 土壤威脅

土壤威脅	
土壤壓實	土壤穿刺阻力（penetrometer resistance）於第六季時測量。在少耕系統下土壤穿刺阻力計阻力值較高，特別是在表層土壤；此為保育性農業的負面取捨之一，產量潛力會因而有所下降（Swanepoel et al., 2013; Swanepoel et al., 2018）。

7.2. 溫室氣體排放量增加

與少耕系統相比，慣行耕犁系統的二氧化碳排放量通常較高（圖 9）。然而，能收集到的測量資料有限。

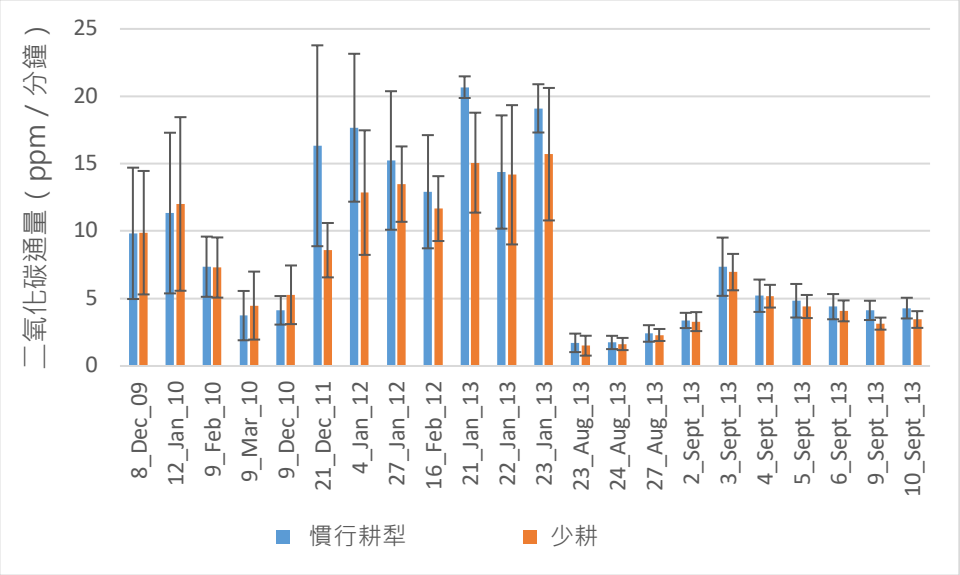


圖 9. 少耕和慣行耕犁下的二氧化碳排放率比較（2009~2013年），黑色線條代表標準差

7.3. 產量減少（如食物、燃料、飼料、木材、纖維）

雜草

實行保育性農業會使得雜草物種組成和雜草生物量發生變化，造成雜草管理方面的潛在挑戰。為有效控制雜草，應實行可適應性高的雜草管理（應參考系統裡持續監測的情形，並隨需求做變化，同時依照自身可用資源，來決定採取何種雜草防治策略）或整合雜草管理（結合生物、化學和機械式雜草管理）。這種雜草防治方案包括作物輪作和敷蓋的使用（Swanepoel et al., 2015; Baker et al., 2018）。

壓實

實行少耕會使得產量隨著時間而下降。一開始實行少耕時，產量和生物質生產量會較高，然而產量會隨著時間日趨下降。試驗的整體產量減少，部分可歸咎於最後三年在玉米生長關鍵時期的降雨量減少，以及遭遇持續較長的乾旱。然而，與我們預期相反的是，在乾旱時期，少耕處理的表現比慣行耕犁差。由於土壤壓實是實行保育性農業的潛在缺點之一（Swanepoel, Smith and Swanepoel, 2018），因此我們測試穿刺阻力作為上一季壓實標準，以檢視穿刺阻力是否可以解釋產量的差異。我們使用 Geotron 穿刺阻力計，每 10 公厘讀取一次資料，盡可能達到 800 公厘的深度。穿刺阻力計的最大壓力設置為 4000 千帕（kPa）。在 24 個樣區（12 個為少耕，12 個為慣行耕犁）中，每個樣區平均進行了六次測量，並對結果進行統計分析。

我們發現在少耕處理下，表層土的土壤穿刺阻力明顯增加（Swanepoel et al., 2014）。我們認為，由於使用曳引機等工具，在沒有犁地的情況下，會形成壓實層。這種土壤阻力的增加，可能會產生持續效應，減少根部的發育，從而影響作物生長和穀粒產量。較差的作物生長導致生物量減少，損害了整個保育性農業系統。少耕和慣行耕犁的土壤數值並無太大差異，但在土壤深過 50 公厘時，少耕的土壤便偵測到明顯的阻力增加；110~170 公厘和 310~350 公厘之間可測量到顯著差異（圖 10）（Swanepoel et al., 2014）。

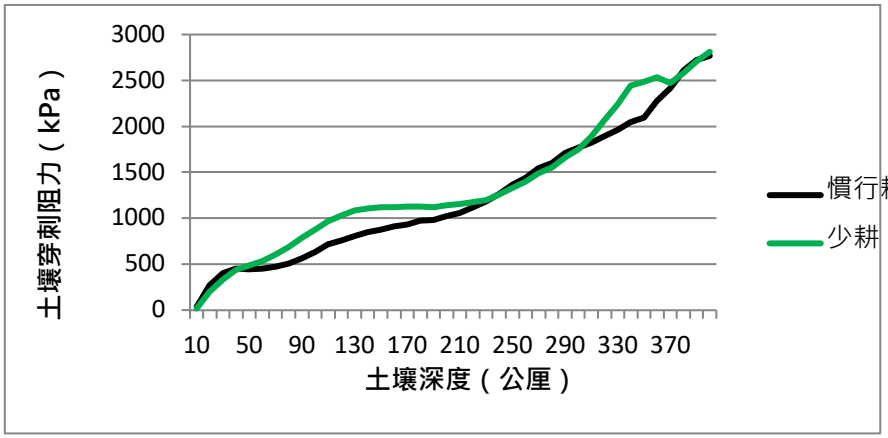


圖 10. 在 Zeekoegat 的田間試驗中，少耕和慣行耕犁的土壤穿刺阻力值

8. 實行該措施前的建議

- 在某些土壤中，土壤壓實為少耕措施下的一種限制。因此在這些情況下，應採取能改進土壤壓實的方法，如不定期深耕，或行間翻土等相關措施。
- 從商業角度或特別是向小農推廣保育性農業時，應將重點聚焦在其優勢上，如糧食安全、農業資源的永續性以及土壤品質的改善，而非從經濟利益的層面。研究工作應該密切合作，將保育性農業相關的各種好處進行測試和量化。
- 依據當地的條件，量身打造相關的保育性農業措施，架構具獲利性和永續性的基礎。為達成此目的，需要進行中長期的相關試驗，同時結合利用作物模擬運算，來找出適合當地的最理想種植要素，或是最佳的保育性農業管理措施。
- 未來研究可以聚焦在使用生態系統服務與自然資產模型（natural capital models），來量化土壤有機碳的價值。

9. 採用該措施的潛在障礙

表 24. 採用該措施的潛在障礙

障礙	有 / 無	
生物物理	有	土壤類型和氣候會高度影響耕作類型和栽培系統的選擇（Swanepoel et al., 2018）。土壤類型和氣候等資源往往是成功耕作的決定因素之一。降雨量較高的地區更能支撐多項栽培系統，可促使生物量的生產，進而驅動保育性農業系統；而乾旱和半乾旱地區可能沒有足夠的可用水，來生產有效的生物量，來增加系統中的有機物質（Swanepoel et al., 2018a）。
文化	有	改變思維方式是主要障礙之一（Swanepoel, Smith and Swanepoel, 2018）。
社會	有	農民往往受其農業社群的影響，若其所屬社群不接受保育性農業措施，農民就不太可能嘗試採用此系統（Swanepoel, Smith and Swanepoel, 2018）。

障礙	有 / 無	
經濟	有	在半乾旱地區，如南非，玉米生產和季節性氣候更是獲利能力的決定因素；因而在該地實行保育性農業並非都能獲利（Swanepoel et al., 2018）。 儘管保育性農業有眾多好處，但獲利能力分析並無顯示保育性農業措施，或是短期或中期的土壤有機碳累積，能帶來任何顯著效益。如何把握保育性農業的長期永續性仍然是一個挑戰。
知識	有	知識是實行上的主要障礙之一；因為慣行措施會改變，所以必須要積極主動地制定耕作決策，並對管理行動的改變所造成意外變化，做出適當反應。為此，農民需要瞭解耕作系統，意識到早期預警跡象，並擁有可供應對的資源（Swanepoel, Smith and Swanepoel, 2018b）。

照片

照片 11. Zeekoegat 保育性農業試驗，包括栽培系統的處理
例如玉米–豇豆輪作（左）和玉米–豇豆間作（右）

參考文獻

Baker, C. Madakadze, I.C., Swanepoel, C.M. & Mavunganidza, Z. 2018. Weed species composition and density under conservation agriculture with varying fertiliser rate. *South African Journal of Plant and Soil*, 35(5): 1-8. https://doi.org/10.1080/02571862.2018.1431814.

Beukes, D.J. & Swanepoel, C.M. 2017. The effects of conservation tillage practices and fertilizer management on soil structural properties at an experimental farm. *South African Journal of Plant and Soil*, 34(1): 19-26. http://dx.doi.org/10.1080/02571862.2016.1155763

Habig, J. & Swanepoel, C. 2015. Effects of conservation agriculture and fertilization on soil microbial diversity and activity. *Environments,* 2(3): 358-384. https://doi.org/10.3390/environments2030358

IUSS Working Group WRB. 2014. *World Reference Base for Soil Resources 2014*. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. World Soil Resources Report No 106, FAO, Rome.

Mampana, R.M. 2014. *Cropping system effect on soil water, soil temperature and dryland maize productivity.* MSc Thesis, Department of Plant Production and Soil Science, University of Pretoria, Pretoria, South Africa.

Mampana, R.M., Beukes, D.J. & Swanepoel, C.M. 2015. Soil properties and elements other than hydrogen that can affect the field calibration of a neutron water meter. *South African Journal of Plant and Soil,* 32: 1, 61-64. http://dx.doi.org/10.1080/02571862.2014.973070

Sekgota, W.M. 2019. *Arbuscular mycorrhizal fungi as a bio-indicator of soil health under agricultural management practices in South Africa.* Msc Thesis. Department of Biochemistry and Microbiology, Rhodes University, Grahamstown, South Africa.

Swanepoel, C.M. 2018. *Assessment of the potential of conservation agriculture management practices to sequester organic carbon in South African soils.* PhD Thesis. Department of Plant and Soil Sciences, University of Pretoria, South Africa.

Swanepoel, C.M., Habig, J., Thiebaut, N. & Swanepoel, L.H. 2015. Temporal variation in weed occurrence and biomass under conservation agriculture and conventional farming practices. *African Journal of Agricultural Research*, 10(41): 3921-3929. https://doi.org/10.5897/AJAR2015.10089

Swanepoel, C.M., Marais, M., Swart, A., Habig, J., Koch, S., Sekgota, W.M., Mampana, R., Trytsman, G. & Beukes, D.J. 2013. *Quantifying the effects of conservation agriculture (CA) practices on soil and plant properties. Sixth annual progress report*. ARC-ISCW Report No. GW/A/2013/15. ARC-Institute for Soil, Climate and Water, Pretoria (unpublished). Also available at: https://www.researchgate.net/publication/348870003_Sixth_annual_progress_report_Quantifying_the_effects_of_conservation_agriculture_CA_practices_on_soil_and_plant_properties)

Swanepoel, C.M., Marais, M., Swart, A., Habig, J.H., Koch, S.H., Sekgota, W.M., Mampana, R., Trystman, G. & Beukes, D.J. 2014. *Final report. Quantifying the effects of conservation agriculture (CA) practices on soil and plant properties*. GW/A/2014/37, ARC-ISCW, Pretoria. (also available at: https://www.researchgate.net/publication/315925598_Final_Report_Zeekoegat_Conservation_Agriculture_Field_Trial_at_Zeekoegat)

Swanepoel, C.M., Rötter, R.P., Van der Laan, M., Annandale, J.G., Beukes, D.J., Du Preez, C.C., Swanepoel, L.H., Van der Merwe, A. & Hoffmann, M.P. 2018. The benefits of conservation agriculture on soil organic carbon and yield in southern Africa are site-specific. *Soil and Tillage Research,* 183: 72-82. https://doi.org/10.1016/j.still.2018.05.016

Swanepoel, C.M., Smith, H.J. & Swanepoel, L.H. 2018. A review of conservation agriculture research in South Africa. *South African Journal of Plant and Soil,* 35(4): 297-295. https://doi.org/10.1080/02571862.2017.1390615

6. 非洲的糧豆類與穀類間作

Stefani Daryanto, Wei Ren

College of Agriculture, Food and Environment, University of Kentucky, the United States of America
美國肯塔基大學農業、食品與環境學院

1. 相關措施

糧豆類與穀類間作、氮肥施用、免耕

2. 區域案例研究說明

本統合分析範圍為整個非洲，旨在量化糧豆類與穀類間作時，土壤有機碳固存的程度。經比較 18 項研究中 73 對間作及穀類單一作物連作（monocropping）對照後發現，間作使土壤有機碳濃度增加約 15%。透過固氮、難以分解的養分（recalcitrant nutrients）移動和增加土壤中的有機物質，豆科植物在低投入耕作系統中對維持土壤生產力方面，發揮關鍵作用。藉由增加系統的多樣性和氮素，間作系統可產生更多的根部生物量。碳固存能被固氮作用加以強化，可讓土壤有機碳隨著時間不斷增加，並提高土壤品質。經統合分析六項研究中的 10 個和 13 個資料對發現，間作能夠減少 46% 的土壤侵蝕，有助於強化間作系統內的碳固存特性，這亦代表間作可以減少逕流和沉積物（Daryanto et al., 2020）。然而，土壤有機碳庫存會隨著氣候（如乾燥或潮濕）、土壤（如黏土或砂土）和管理（如有無間作物殘體）等因素而變化。例如，較乾燥的氣候或較砂質的土壤，其土壤有機碳累積量通常較低。我們在此強調在穀類作物種植中加入豆科植物的益處，如此將有助於保持土壤肥力，是實現永續農業生產的基石。

3. 案例研究背景

本項研究共包含 18 項研究，遍及非洲大陸的以下國家：迦納、肯亞、辛巴威、坦尚尼亞、馬拉威、奈及利亞、史瓦濟蘭、尼日、南非、貝南、馬里和衣索比亞。

根據政府間氣候變化專門委員會（Intergovernmental Panel on Climate Change, IPCC）的氣候分類，氣候範圍從年均降雨量 570 毫米的暖溫帶乾燥氣候，至年均降雨量 1200 毫米的熱帶濕潤氣候。

4. 擴大規模的可能性

因該研究屬於統合分析，故總體結果已是擴大後的結果。然而，根據氣候、土壤和管理等因素，各個研究間存在差異性（表 25）。

5. 對土壤有機碳庫存的衝擊

在非洲，相較於單一作物栽種（單一作物連作），間作能增加土壤有機碳濃度約 15%（Daryanto et al., 2020）。本統合分析結果亦顯示，穀類作物在不施用氮肥時，土壤有機碳濃度的增加明顯高於（35%）施用氮肥的作物（6%）。當礦物氮具高有效性時，通常會抑制固氮作用（Pelzer et al., 2014），這可能會影響間作系統的整體性能。因此，在不向穀類作物補充氮的情況下，間作系統有助於累積土壤有機碳，是能改善非洲土壤品質的重要特性。

不過，由於土壤容積密度（bulk density）相關的研究甚少，因此我們描述有關土壤有機碳庫存的在地實例（表 25），以非洲不同地區的砂質土壤（黏粒含量<15%）為主，其容積密度依深度不同（達 30 公分）在 1.2~1.68 克 / 立方公分之間。以 Kombiok 和 Clottey（2003）研究為例，土壤有機碳庫存是由土壤有機碳濃度乘以其土壤容積密度來算得。在間作系統中，土壤有機碳濃度為 0.77%（7.7 克土壤有機碳 / 公斤土壤），在單一作物連作系統中則為 0.52%（5.2 克土壤有機碳 / 公斤土壤）；兩者土壤皆為上層 20 公分處。若土壤容積密度為 1.45 克 / 立方公分（Baba et al., 2013），我們可算出兩年間的土壤有機碳庫存，分別為 22.4 噸 / 公頃（間作）和 15.0 噸 / 公頃（連作）。從 22.4 噸 / 公頃中減去 15 噸 / 公頃，再除以 2，得出固存率為 3.7 噸碳 / 公頃 / 年。此數字非常高；造成此結果的原因可能是因為有納入豆科植物〔黧豆屬（mucuna）〕的生物量。

除上述的 Kombiok 和 Clottey（2003）研究外，其他研究則得出，無論是否有施用氮肥，潛在土壤有機碳年庫存為 0.3~1.3 噸碳 / 公頃 / 年（表 25）。此範圍與一項全球性研究結果類似；該研究指出，在中西部（如貝南、奈及利亞、馬里、迦納）和東南部非洲（如肯亞、南非），土壤有機碳年增長量在中或高固碳情況下，分別約為 0.58~1.19 或 0.55~1.13 噸碳 / 公頃 / 年（Zomer et al., 2017）。

我們在另一個例子發現，儘管採用間作，土壤有機碳還是下降（Swanepoel et al., 2018）。砂質土壤和不穩定的降雨通常會促進碳分解，而該例中的土壤有機碳下降，可能是因為容易分解的豆科植物殘體，使得土壤有機碳礦化（Barthes et al., 2004）。當將原生地轉變成可耕地時，間作亦無法立即抵消土壤有機碳的損失。反之，在實驗期間，高出平均量的降雨可以促進作物生長，使得土壤有機碳累積量高於平均值。

表 25. 非洲各地的間作結果顯示，在不向穀物添加氮肥情況下，土壤有機碳（深達 30 公分）的變化

地點	氣候區	土壤類型	耕犁方式基準線（連作）有機碳庫存（噸碳 / 公頃）	額外的碳儲量（噸碳 / 公頃 / 年）	時間（年）	更多資訊	參考文獻
不對穀類作物施用氮肥的間作							
馬里	暖溫帶乾燥（平均年雨量 570 毫米）	砂質（>80% 砂粒，<15% 黏粒）	48.4（0~15 公分），手鋤（hand hoeing）	1.1（0~15 公分，無作物殘體混入土壤）	3	小米（*Pennisetum glaucum* (L.) R.Br. cv. Toroniou）和豇豆（*Vigna unguiculata* L. cv. IT89DK-245）	Samake *et al.* (2006); Samaké (2003)
肯亞	熱帶乾燥（平均年雨量 76 毫米）	高嶺暗紅暫乾淋溶土（Kandic Rhodustalfs, USDA），砂質黏壤土（32% 黏粒和 54% 砂粒）	24.8（0~15 公分），手鋤	0.3（0~15 公分，無殘體）	5	玉米（*Zeamays*L. cv. 'Katumani composite'）和樹豆（*Cajanuscajan*(L.) Millsp. cv. 'ICP 13155' 或 'Katumani 81/3/3'）	Kwena (2018); Rao and Mathuva (2000)
迦納	熱帶濕潤（平均年雨量 1200 毫米）	鐵質黏移土（Ferric Luvisol, FAO-UNESCO），砂質壤土	15.0（0~20 公分），有殘體	3.7（0~20 公分）	2	玉米（*Zea mays* L. cv. Obatampa）和黧豆（*Mucuna pruriens* (L.) DC.）	Baba *et al.* (2013); Kombiok and Clottey (2003)
貝南	熱帶濕潤（平均年雨量 1200 毫米）	典型熱帶濕潤極育土（Typic Tropudults, USDA）或低鹽基黏亮土（Dystric Nitosols, FAO），具有砂壤質地（12.8% 黏粒）	14.5（0~20 公分），手鋤	1.3（0~20 公分，有殘體）	11	玉米（*Zea mays* L. cv. DMR）和黧豆（*Mucuna pruriens* (L.) DC.）	Barthès *et al.* (2004)
對穀類作物施用氮肥的間作							
南非	暖溫帶乾燥（平均年雨量 87 毫米）	暗紅黏亮土（Rhodic Nitisol, IUSS Working Group WRB, 2014），含 44% 黏粒（0~10 公分）	19.3（0~10 公分，慣行耕犁），23.2（0~10 公分，少耕）	-0.1（0~10 公分，慣行耕犁），-0.25（0~10 公分，有殘體的少耕）	6	玉米（*Zea mays* L. cv. Pannar 6 P/110），搭配 70 公斤氮 / 公頃，豇豆（*Vigna unguiculata* L. 未指定栽培品種）。	Swanepoel *et al.* (2018)
迦納	熱帶濕潤（平均年雨量 102 毫米）	鐵質淋餘土（Ferric Lixisols, FAO）或淋溶土（Alfisols, USDA），砂質（黏粒含量低）	14.8（慣行耕犁），18.8（手鋤），27.2（免耕）	1.5（慣行耕犁）·0.4（手鋤），-0.25（免耕），均有殘體	4	玉米（*Zea mays* L. cv. Obatanpa）搭配314 公斤氮 / 公頃，以及大豆（*Glycinemax*L. Merril cv. Jenguma）	Naab *et al.* (2017)
奈及利亞	熱帶濕潤（平均年雨量 1137 毫米）	砂質壤土（13% 黏粒）	15.8	1.6（0~30 公分），（沒有殘體相關資訊）	2	玉米（*Zea mays* L.）與 50 公斤氮肥和黧豆（*Mucuna pruriens* (L.) DC.）	Agber and Anjembe (2012); Shave, Ter-Rumum and Enoch (2012)

5. 該措施的其他效益

5.1. 改善土壤性質

證據顯示，與單一作物連作相比，間作可以增加土壤的團粒穩定性和孔隙度、增加根部生物量、產生根系分泌物和菌根拓殖（mycorrhizal colonization）等（Mathan, 1989）。

5.2. 最小化對土壤功能的威脅

表 26. 土壤威脅

土壤威脅	
土壤侵蝕	因為有更多的覆蓋物可以截斷降雨的動能，並保護土壤團粒，故間作可以減少逕流和侵蝕（Nyawade et al., 2018）。
養分的失衡和循環	豆科植物殘體的氮相對豐富，且碳氮比低，有利於快速分解和隨後的氮釋放。部分豆科植物可使難以分解的磷移動（Franke et al., 2018），並增加鉀、鐵、鋅和錳的有效性（Inal et al., 2007; Li et al., 2014）。
土壤酸化	雖然豆科植物可導致土壤酸化，但與穀類間作時，土壤 pH 值下降的問題應較不嚴重。此外，豆科植物殘體的分解有助於提高 pH 值（Tang and Yu, 1999）。
土壤生物多樣性損失	間作可以增加土壤的生物多樣性，原因是植物多樣性決定土壤的生物多樣性（生物多樣性會引起生物多樣性）（Eisenhauer, 2016）。
土壤水分管理	乾年與濕年間無土地當量比率（land equivalent ratio, LER）的差異，說明間作可以賦予作物恢復力，來應對降雨量的變動（Daryanto et al., 2020）。與土壤的蒸發需求相比，雙重的植被層改善土壤水分蒸散的比例。一些穀類（如高粱或珍珠粟）在水分有限的情況下，能更有效利用水和攔截太陽輻射（Runkulatile et al., 1998）。樹豆甚至可以透過液壓升降（hydraulic lift），來供水給間作的玉米，而此過程在樹豆受到遮蔽時，會被更進一步強化（Sekiya and Yano, 2004）。

5.3. 產量增加（如食物、燃料、飼料、木材）

糧豆類與穀物間作並不能保證得到超級產量（即間作總產量大於單一作物種植的最高產量）。然而，我們預期，在穀物產量與穀物部分土地當量比率間呈正相關時穀物生產力會提高（採用加成密度栽種時）（Daryanto et al., 2020）。

5.4. 社會經濟效益

由於農民需要購買和種植豆科作物種子，因此在間作系統中，勞動力和可變成本都比單一作物連作系統高。選擇可以進行輪作的糧豆類，如樹豆，能將相關成本降到最低，也可以保障農民家庭的糧食供應和收入，並提供多樣化的食物來源（Rusinamhodzi, Makoko and Sariah, 2017）。但是，在獨腳金屬草（*Striga*）優勢生長的地區，強烈建議結合豆科山螞蝗屬植物（*Desmodium*）到穀物與豆類作物間作中，以獲得間作的最大效益。如此將可讓農民在每個生長季節僅需增加約 10% 的成本（包括勞動力和可變成本），就能增加約 78% 的收入（Khan et al., 2009）。

6. 該措施的潛在缺點

6.1. 權衡對土壤功能的其他威脅

表 27. 土壤威脅

土壤威脅	
養分的失衡和循環	在土壤肥力較低的地區，由於穀類作物對養分的需求量較高，若於低投入的穀類耕作系統中，間植豆科植物，土壤肥力可能不會立即改善（Kwena, 2018）。
土壤酸化	見第 5.2 節。
土壤壓實	與免耕有關的土壤壓實會降低產量（特別是穀類作物）（Swanepoel et al., 2018）。
土壤水分管理	間作時，需要仔細選擇物種的組合。珍珠粟與豇豆有相同的根系深度，並且有重疊的樹冠結構，可能會競爭水和光，最終影響產量（Nelson et al., 2018）。當需競爭水分時，因穀類作物可發展深層根系以避免乾旱，故間作糧豆類與穀類作物也會減少土壤深層的水分。例如，珍珠粟和高粱的根系可深達 1.85 公尺（Stone et al., 2001; Zegada-Lizarazu et al., 2006）。

6.2. 產量減少（如食物、燃料、飼料、木材、纖維）

作物間可能會競爭資源（如水、光），導致影響產量。例如，珍珠粟與豇豆間作時，兩種作物有類似的根系深度，並有重疊的樹冠結構（Nelson et al., 2018）。

7. 實行該措施前的建議

一般來說，雖然間作對土壤有益，但土壤有機碳的累積程度會受到管理（如免耕、殘體保留與否）、氣候和土壤類型等因素影響。儘管已實行間作，但植物生物量不足通常仍是導致土壤有機碳下降的原因；反之，高出平均量的降雨可以促進作物生長（Naab et al., 2017; Swanepoel et al., 2018）。

8. 採用該措施的潛在障礙

表 28. 採用該措施的潛在障礙

障礙	有 / 無	
文化	有	非洲各地對糧豆類的偏好不同，若要引進新物種，需要考慮穀物特性和農民的烹飪偏好等因素（Schulz et al., 2003）。
經濟	有	由於農民需要購買和種植豆科植物種子，因此間作系統的勞動力和可變成本都高於單一作物連作系統（Khan et al., 2009）。
知識	有	教育和取得推廣服務有助於提升農民的知識，這代表持續培訓和能力建構對實現永續農業管理至關重要（Abtew et al., 2016）。
其他	有	農民依賴當地市場購買種子，這對初始種植季來說是一種障礙（McGuire and Sperling, 2016）。

誌謝

此研究獲美國國家科學基金會 1940696 號經費，以及美國農業部國家食品和農業研究所的支持（NIFA-USDA Hatch 專案 2352437000）。

參考文獻

Abtew, A., Niassy, S., Affognon, H., Subramanian, S., Kreiter, S., Garzia, G.T. & Martin, T. 2016. Farmers' knowledge and perception of grain legume pests and their management in the Eastern province of Kenya. *Crop protection*, 87: 90–97. https://doi.org/10.1016/j.cropro.2016.04.024

Agber, P.I. & Anjembe, B.C. 2012. Testing the effectiveness of soil productivity index (PI) model for selected soils in Makurdi, Nigeria. *Journal of Agricultural and Biological Science*, 7(11): 927–932.

Baba, I.I., Abudulai, M., Haruna, M., Wiredu, A.N. & Mawunya, M. 2013. Influence of Staymoist on soil water stress management and productivity of maize in Guinea savannah zone of Ghana. *International Journal of Advance Agricultural Research*, 1(2013): 74–86.

Barthès, B., Azontonde, A., Blanchart, E., Girardin, C., Villenave, C., Lesaint, S., Oliver, R. & Feller, C. 2004. Effect of a legume cover crop (Mucuna pruriens var. utilis) on soil carbon in an Ultisol under maize cultivation in southern Benin. *Soil Use and Management*, 20(2): 231–239. https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2004.tb00363.x

Daryanto, S., Fu, B., Zhao, W., Wang, S., Jacinthe, P.-A. & Wang, L. 2020. Ecosystem service provision of grain legume and cereal intercropping in Africa. *Agricultural Systems*, 178: 102761. https://doi.org/10.1016/j.agsy.2019.102761

Eisenhauer, N. 2016. Plant diversity effects on soil microorganisms: Spatial and temporal heterogeneity of plant inputs increase soil biodiversity. *Pedobiologia*, 59(4): 175–177. https://doi.org/10.1016/j.pedobi.2016.04.004

Franke, A.C., Van den Brand, G.J., Vanlauwe, B. & Giller, K.E. 2018. Sustainable intensification through rotations with grain legumes in Sub-Saharan Africa: A review. *Agriculture, ecosystems & environment*, 261: 172–185. https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.09.029

Inal, A., Gunes, A., Zhang, F. & Cakmak, I. 2007. Peanut/maize intercropping induced changes in rhizosphere and nutrient concentrations in shoots. *Plant physiology and biochemistry*, 45(5): 350–356. https://doi.org/10.1016/j.plaphy.2007.03.016

Khan, Z.R., Midega, C.A., Wanyama, J.M., Amudavi, D.M., Hassanali, A., Pittchar, J. & Pickett, J.A. 2009. Integration of edible beans (Phaseolus vulgaris L.) into the push–pull technology developed for stemborer and Striga control in maize-based cropping systems. *Crop Protection*, 28(11): 997–1006. https://doi.org/10.1016/j.cropro.2009.05.014

Kombiok, J.M. & Clottey, V.A. 2003. Maize yield and soil N as affected by date of planting mucuna in maize-mucuna intercropping in Ghana. *Tropical agriculture*, 80(2): 77–82.

Kwena, K.M. 2018. *Contribution of Pigeonpea (Cajanus cajan L. Millsp.) To Soil Fertility and Productivity of Maize (Zea mays L.) Cropping Systems In Semi-Arid Kenya*. Doctoral dissertation, University of Nairobi. (PhD Thesis)

Li, L., Tilman, D., Lambers, H. & Zhang, F.-S. 2014. Plant diversity and overyielding: insights from belowground facilitation of intercropping in agriculture. *New phytologist*, 203(1): 63–69. https://doi.org/10.1111/nph.12778

Mathan, K.K. 1989. Changes in soil physical properties after intercropping as against sole cropping. *Journal of Agronomy and Crop Science*, 163(4): 248–251. https://doi.org/10.1111/j.1439-037X.1989.tb00764.x

McGuire, S. & Sperling, L. 2016. Seed systems smallholder farmers use. *Food Security*, 8(1): 179–195. https://doi.org/10.1007/s12571-015-0528-8

Naab, J.B., Mahama, G.Y., Yahaya, I. & Prasad, P.V.V. 2017. Conservation agriculture improves soil quality, crop yield, and incomes of smallholder farmers in North Western Ghana. *Frontiers in plant science*, 8: 996. https://doi.org/10.3389/fpls.2017.00996

Nelson, W.C.D., Hoffmann, M.P., Vadez, V., Roetter, R.P. & Whitbread, A.M. 2018. Testing pearl millet and cowpea intercropping systems under high temperatures. *Field crops research*, 217: 150–166. https://doi.org/10.1016/j.fcr.2017.12.014

Nyawade, S., Karanja, N., Gachene, C., Parker, M. & Schulte-Geldermann, E. 2018. Susceptibility of soil organic matter fractions to soil erosion under potato-legume intercropping systems in central Kenya. *Journal of Soil and Water Conservation*, 73(5): 567–576. https://doi.org/10.2489/jswc.73.5.567

Pelzer, E., Hombert, N., Jeuffroy, M.-H. & Makowski, D. 2014. Meta-analysis of the effect of nitrogen fertilization on annual cereal–legume intercrop production. *Agronomy Journal*, 106(5): 1775–1786. https://doi.org/10.2134/agronj13.0590

Rao, M.R. & Mathuva, M.N. 2000. Legumes for improving maize yields and income in semi-arid Kenya. *Agriculture, ecosystems & environment*, 78(2): 123–137. https://doi.org/10.1016/S0167-8809(99)00125-5

Runkulatile, H., Homma, K., Horie, T., Kurusu, T. & Inamura, T. 1998. Land equivalent ratio of groundnut-fingermillet intercrops as affected by plant combination ratio, and nitrogen and water availability. *Plant Production Science*, 1(1): 39–46. https://doi.org/10.1626/pps.1.39

Rusinamhodzi, L., Makoko, B. & Sariah, J. 2017. Ratooning pigeonpea in maize-pigeonpea intercropping: Productivity and seed cost reduction in eastern Tanzania. *Field Crops Research*, 203: 24–32. https://doi.org/10.1016/j.fcr.2016.12.001

Samaké, O. 2003. *Integrated crop management strategies in Sahelian land use systems to improve agricultural productivity and sustainability: A case study in Mali*. Wageningen University

Samake, O., Stomph, T.J., Kropff, M.J. & Smaling, E.M.A. 2006. Integrated pearl millet management in the Sahel: Effects of legume rotation and fallow management on productivity and Striga hermonthica infestation. *Plant and soil*, 286(1–2): 245–257. https://doi.org/10.1007/s11104-006-9041-3

Schulz, S., Honlonkou, A.N., Carsky, R.J., Manyong, V.M. & Oyewole, B.D. 2003. Alternatives to mucuna for soil fertility management in southern Benin: Farmer perception and use of traditional and exotic grain legumes. *Experimental agriculture*, 39(3): 267–278. https://doi.org/10.1017/S0014479703001273

Sekiya, N. & Yano, K. 2004. Do pigeon pea and sesbania supply groundwater to intercropped maize through hydraulic lift?—Hydrogen stable isotope investigation of xylem waters. *Field Crops Research*, 86(2–3): 167–173. https://doi.org/10.1016/j.fcr.2003.08.007

Shave, P.A., Ter-Rumum, A. & Enoch, M.I. 2012. Effects of Time of Intercropping of Mucuna (Mucuna cochinchinensis) in Maize (Zea mays) for Weed and Soil Fertility Management. *International Journal of Agriculture & Biology*, 14(3).

Stone, L.R., Goodrum, D.E., Jaafar, M.N. & Khan, A.H. 2001. Rooting front and water depletion depths in grain sorghum and sunflower. *Agronomy Journal*, 93(5): 1105–1110. https://doi.org/10.2134/agronj2001.9351105x

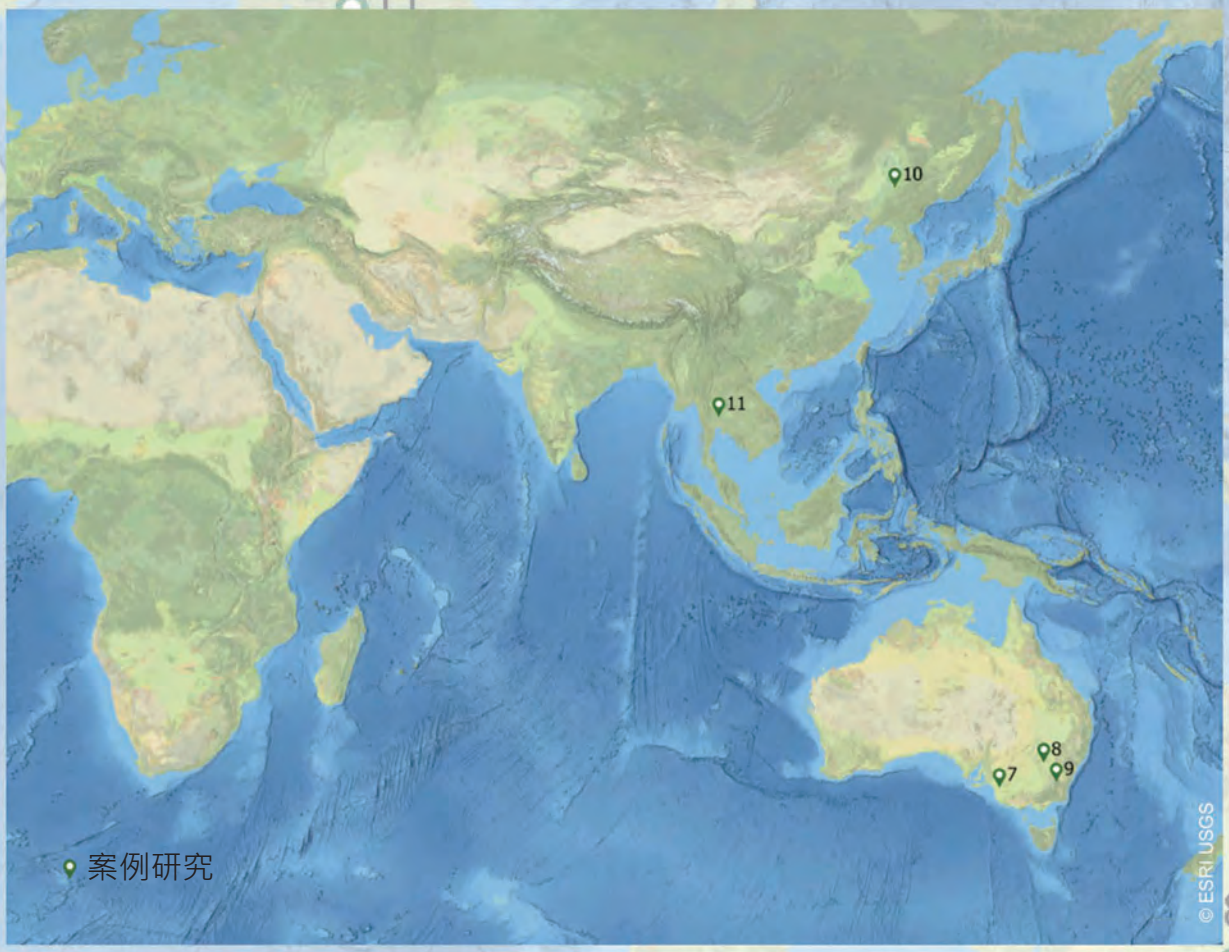
Swanepoel, C.M., Rötter, R.P., Van der Laan, M., Annandale, J.G., Beukes, D.J., du Preez, C.C., Swanepoel, L.H., van der Merwe, A. & Hoffmann, M.P. 2018. The benefits of conservation agriculture on soil organic carbon and yield in southern Africa are site-specific. *Soil and Tillage Research*, 183: 72–82. https://doi.org/10.1016/j.still.2018.05.016

Tang, C. & Yu, Q. 1999. Impact of chemical composition of legume residues and initial soil pH on pH change of a soil after residue incorporation. *Plant and Soil*, 215(1): 29–38. https://doi.org/10.1023/A:1004704018912

Zegada-Lizarazu, W., Kanyomeka, L., Izumi, Y. & Iijima, M. 2006. Pearl millet developed deep roots and changed water sources by competition with intercropped cowpea in the semiarid environment of northern Namibia. *Plant production science*, 9(4): 355–363. https://doi.org/10.1626/pps.9.355

Zomer, R.J., Bossio, D.A., Sommer, R. & Verchot, L.V. 2017. Global sequestration potential of increased organic carbon in cropland soils. *Scientific Reports*, 7(1): 1–8. https://doi.org/10.1038/s41598-017-15794-8

亞洲和西南太平洋



案例研究編號	地區	標題	措施一	措施二	措施三	研究時間
7	太平洋地區	澳洲南部甲蟲貧乏地區的糞金龜之選種及引進	昆蟲介紹			10 個月
8	太平洋地區	澳洲膨轉土上使用最少耕犁的灌溉棉花耕作系統	少耕	作物輪作	施肥	4~20 個月
9	太平洋地區	澳洲南部和東部牧地草原系統的放牧管理	分區輪牧			4~10 個月
10	亞洲	中國黑土地區 16 年的免耕和殘體覆蓋對連作玉米的影響	免耕	覆蓋		16 個月
11	亞洲	泰國華富里府地區使用稻稈敷蓋、木炭和免耕對玉米的影響	免耕	覆蓋	添加有機質	4 個月

7. 澳洲南部甲蟲貧乏地區的糞金龜之選種及引進

Bernard Doube[1], Agasthya Thotagamuwa[2], Loene Doube[1]

[1] Dung Beetle Solutions International
澳洲糞金龜國際解決方案

[2] Graham Centre for Agricultural Innovation, Charles Sturt University
澳洲查爾斯史都華大學葛蘭姆農業創新中心

1. 相關措施

選種並引進糞金龜至糞金龜貧乏區，掩埋處理家畜糞便

2. 案例研究說明

本案例研究說明澳洲南部糞金龜貧乏地區，引進和培育冬季與春季活躍的糞金龜（winter- and spring-active dung beetles）之過程，並論證土壤有機碳（soil organic carbon, SOC）可藉這些糞金龜掩埋糞便的行為，來得以增加。兩項研究（Doube, 2008; Doube and Dale, 2012）進行土壤中碳數量和持久性的測量，而此碳則是由能深掘甬道的糞金龜（挖掘深度達 50 公分）所存放在土壤中。此兩項研究地點位於南澳洲，氣候區為符合政府間氣候變化專門委員會（Intergovernmental Panel on Climate Change, IPCC）所定義的暖溫帶乾旱。該兩研究引進南歐野牛糞金龜（*Bubas bison*）並檢視其增加牧場土壤碳含量的能力，得到研究結論為：能深掘甬道的野牛糞金龜會將大量糞便搬移到 30~50 公分的土壤剖面中，使得土壤中的碳，在短期（10 個月）（研究一，表 29，Doube and Dale, 2012）和中期（兩年）（研究二，表 30，Doube, 2008）內，便會顯著增加。

在 1960 年代時就已經發現，澳洲南部溫帶地區各處皆於冬季與春季時，在糞金龜糞肥掩埋上存在明顯缺口（Edwards, 2007）。由於澳洲南部溫帶地區的氣候，與歐洲南部和非洲南部的氣候相差不大，因此兩處為合適的地區，能提供適當的糞金龜候選物種，其中包括冬季活躍的野牛糞金龜，以及春季活躍的牛糞金龜（*Onthophagus vacca*）與水牛糞金龜（*B. bubalus*）。本案例研究簡述糞金龜的檢疫過程，同時亦取得澳洲政府的許可進口相關糞金龜物種。

於 1980~1986 年間，於歐洲野外採集野牛糞金龜及牛糞金龜，並在實驗室中飼養，之後再將蟲卵送到坎培拉（Canberra）聯邦科學與工業研究組織（Commonwealth Scientific and Industrial Research Organisation, CSIRO）的實驗室。此兩種糞金龜

物種不易飼養，成年的野牛糞金龜分兩批在西澳州（Western Australia）西南地區的不同地點釋放（1983 年，數量=527隻；1986 年，數量=586隻）：野牛糞金龜在 1990 年代成功在野外建立族群，於當地數量甚多（Edwards, 2007）。1980 年代中期，有飼育少量的牛糞金龜並將其釋放到野外，但無法成功建立族群。水牛糞金龜成蟲於 1990 年代早期引進澳洲，但僅飼育少量的第一子代（F_1）水牛糞金龜，且沒有一隻被釋放到野外（Steinbauer and Wardhaugh, 1993）。

野牛糞金龜已在西澳州順利建立穩定族群，隨後就是必須重新分配此物種，讓其可以遍布西澳州南部和東部各州。在接下來的 25 年田間種植裡，數十萬隻糞金龜重新安置，從西澳州開始，隨後到東部各州許多地區，且數量增加極多。以南澳州菲爾半島（Fleurieu Peninsula, South Australia）引進糞金龜為例，來說明整個過程。於 2002 年和 2003 年進行第一次的田野釋放（25 個群體，每個群體 1000 隻）。到 2007 年，該物種在部分地區順利建立族群，但沒有擴散很遠。到 2015 年，分布範圍擴大，但仍無出現在兩個合適的地區，因此 2017 年時，在這兩個地區釋放 20 個群體（2 萬隻糞金龜）。到 2018 年冬天前，野牛糞金龜在所有釋放地點已進行繁殖（Doube, 2018a）。而該物種現已廣泛分布澳洲南部各處。

重新引進春季糞金龜物種獲得再次關注，帶來許多由澳洲肉類和畜牧業（Meat and Livestock Australia, MLA）資助的專案，因而從歐洲重新引進牛糞金龜和水牛糞金龜，而相關飼育問題也已部分解決（Wright, Gleeson and Robinson, 2015）。少數實驗室飼養的糞金龜轉被移到田野飼育籠（field cage），小心照料，而在那裡糞金龜已能成功繁殖（Doube, 2018b）。

一項跨機構的計畫〔糞金龜生態系統工程師（Dung Beetle Ecosystem Engineers, DBEE）〕接續進行糞金龜相關專案（2017~2022 年），但在實驗室大規模飼養上仍有困難，此計畫兩年中僅有極少量的糞金龜，能進行田野釋放。多虧於一項私人資助計畫（由 Creation Care Pty 有限公司執行），透過使用原先 MLA 計畫專案的糞金龜種群，成功飼育一些糞金龜。從這些糞金龜中，取出一部分用於 DBEE 計畫，在涼爽且潮濕環境中，建立農場實地田野孵育所（on-farm field nursery），每個孵育所含有 50 隻成蟲，且順利繁衍。Creation Care 公司對這些糞金龜的行為和溫度 / 濕度需求，進行詳細研究，並制定一項非常成功的田野孵育計畫（每個田野飼育籠有 100 隻糞金龜）（G. Dalton, personal communication, 2020）。牛糞金龜和水牛糞金龜很可能現在已在少數地方紮根。接下來的任務是將它們的分佈範圍擴展到整個澳洲大陸的南部地區。

3. 案例研究背景

現已有 23 個糞金龜物種已在澳洲建立族群，夏季和冬季活躍的物種此刻在澳洲南部已常見（Edwards, 2007）。藉由重新引進牛糞金龜和水牛糞金龜，來處理明顯的春季缺口。目前正在為澳洲草擬一份新的候選物種名單（Dung Beetle Ecosystem Engineers, personal communication, 2020）。

然而，過去有許多失敗的經驗，且所費不貲。例如，在 1965~1985 年期間，帶到聯邦科學和工業研究組織的 53 個物種中，只有 23 個物種成功地在野外建立族群。Edwards（2007）探討多次失敗的原因，包括棲地不適合、在實驗室大量飼養糞金龜的困難，以及一些物種野放數量過少的問題等。

根據澳洲的經驗顯示，除非在有利的環境中釋放 1000 隻以上的糞金龜，否則很難在野外釋放並成功建立新的糞金龜族群。聯邦科學和工業研究組織最原先的糞金龜計畫（在 1965~1985 年間進行）資料中，說明了此一難題（Edwards, 2007）。例如，14 個釋放但未能成功建立族群的物種中，每個物種的平均釋放數量為 841 隻糞金龜。相反地，大部分成功建立族群的物種，其被釋放時的數量達數千隻，但即便如此，有些物種還是未能成功建立族群；例如 *Copris fallaciosus*（6090 隻）、*Copris incertus*（2973 隻）、*Onitis crenatus*（4083 隻）和 *Onitis westermanni*（7514隻）。若要成功建立野外族群，似乎需要釋放數千隻以上的實驗室飼養糞金龜，且當然得需要避開不利糞金龜生存的環境。例如，在澳洲南部地中海氣候區，從歐洲引進的野牛糞金龜無法在有較深的砂土或夏季土壤潮濕的地區生存（Doube and Marshall, 2014）。

在情況允許下，常見做法是在釋放約 1000 隻冬季糞金龜當作起始群體（starter colony），此做法已證明有效。然而，2017 年在亞菲爾半島釋放糞金龜時，釋放 2000 隻糞金龜當作初始接種體（initial inoculum），似乎比釋放 1000 隻糞金龜，更加成功（如 2018 年糞金龜活動所示），這表示，只要環境合適，每個地點釋放數千隻糞金龜或許能更有效地利用糞金龜（Doube, 2018a）。在野外可捕獲大量糞金龜之處，（例如，有些夏季糞金龜在每糞墊的密度可達數千隻（Ridsdill-Smith and Edwards, 2011），其起始群體含有數千隻個體。

目標物種在實驗室中難以飼養，僅有少量的糞金龜個體可供野放，導致野放可能會失敗。最近澳洲的糞金龜生態系統工程師計畫已解決此問題，此計畫在農場實地（on-farm）建立田野飼育籠，再於籠內釋放 50~100 隻目標糞金龜，而不是在每個點直接野放超過 1000 隻的個體。糞金龜被關在田野飼育籠內，放置在合適的環境中，得以迅速繁殖，隨後再被大量野放到所在地點。已有五個糞金龜物種（*O. vacca*、*B. bubalus*、*B. bison*、*Onitis caffer* 和 *Onthophagus taurus*）能在田野飼育籠中成功飼養。無法在田野飼育籠中繁殖的現象，有助於界定引進種（introduced species）的自然限制。

糞金龜生態系統工程師計畫以及 Creation Care 公司在澳洲南部許多地點，採用農場實地田野孵育所，成功飼育春季活躍的糞金龜品種，由此可證，進行系統性調查，去瞭解「困難」物種的生殖生物學以及對環境需求，是極具重要性。

4. 擴大規模的可能性

可以透過多種方式擴大應用規模：

- ◆ 擴大飼養設施規模，以及在農場實地大規模飼養近期引進的物種；例如，在澳洲南部加快水牛糞金龜和牛角糞金龜的重新分佈；
- ◆ 擴大田野養殖和再分配規模；
- ◆ 將成功建立族群的物種重新分配到新的引進國家（receptor country）；例如，將野牛糞金龜從澳洲引進美洲；以及
- ◆ 辨識出新的缺口並以新物種來填補這些缺口。

廣泛實施這些過程需要國際財政大力支援，來將此種做法應用至缺乏適當糞金龜物種的地區。為目標區域辨認出合適候選物種的過程，是既傷財又耗時，而且又須遵守《名古屋議定書》（Nagoya Protocol）的相關規定（Secretariat of the Convention on Biological Diversity, 2011），以及保護目標區域的糞便與土壤動物多樣性，此過程將面臨各種障礙。

4.1. 擴大當地飼育和釋放規模

聯邦科學和工業研究組織最初的糞金龜計畫（1965~1985 年）是使用玻璃溫室來孵育，飼養數十萬隻易飼養的糞金龜物種〔即無發育問題，如滯育（diapause）〕的糞金龜（Edwards, 2007）。大規模飼養下一批新物種的結果可能是更有問題，原因是多數糞金龜有發育限制，且尚待解決。

澳洲透過糞金龜生態系統工程師計畫和 Creation Care 的計畫，提供擴大當地大量飼養規模以及野放「困難」物種的良好範例。一開始先建立了小規模的田野孵育所（照片 12）。在水牛糞金龜和牛糞金龜成功養殖之後，Creation Care 開發出更大孵育所（照片 13），然後又設立多個圈舍（照片 12 中的第三階段）（現已由糞金龜生態系統工程師計畫使用），並在禁閉和受控的環境中，大規模生產此兩糞金龜物種。當圈舍飼育達適度的數量（數千隻），Creation Care 從 2021 年春季開始，提供牛糞金龜和水牛糞金龜商業用的農場實地孵育套件（在前 15 個月提供支援）（G. Dalton, personal communication, 2020）。此高照料飼育系統應能大幅增加新物種成功建立族群的機率，且能加速該物種播遷到整個地區。

4.2. 國內成功物種的再分配

一些私營企業已開發可行的商業服務，可以在養殖和重新分配已在澳洲建立族群的物種。這種服務已經成功在整個地區擴散許多物種。此外，一些政府資助的養殖和再分配活動（Tyndale-Biscoe, 1990）和養殖者發起的計畫，也促進糞金龜物種再分配。例如，一群來自塔斯馬尼亞（Tasmania）的農民到澳洲大陸地區的佈雷德伍德（Braidwood），採集數千隻的脊糞金龜（*Geotrupes spiniger*）（Kershaw and Stevenson, 2002）；而這些個體是現在塔斯馬尼亞北部數百萬隻脊糞金龜的祖先。

大多數引進澳洲的物種基本上已達到分佈的自然極限，可在 Edwards、Wright 和 Wilson（2015）的分佈圖中看出，但其他物種（如 *O. caffer* 和 *Copris* 屬的兩物種）離此目標還有一段差距，需要更廣泛地重新分佈。新引進的牛糞金龜和水牛糞金龜兩物種在不久的將來，便能容易取得，應用於田野養殖和再分配。

4.3. 國際成功物種的再分配

這一過程的大規模國際層級的擴大是容易達成的。野牛糞金龜及其姊妹物種（*B. bubalus* 以及*B. bubaloides*）在歐洲的分佈情形已充分瞭解，我們預計這些物種具有相當的能力，能夠在北美、南美或其他地區的地中海氣候牧場，順利建立族群。

擴大兩夏季活躍糞金龜屬（*Onitis* 和 *Onthophagus*）物種的引進，並使其能夠重新分佈到世界各地，這種可行性極高。而其他糞金龜屬也有候選物種。

上述糞金龜物種重新分佈的方法適用於許多地區。

4.4. 透過找出新缺口並以候選物種來填補

認出糞金龜活動的季節和地理缺口，需要進行詳細的文獻分析，以及在目標地點進行實地監測。對於潛在的物種提供國（donor country），也需要進行類似的行動。同時需委託對當前的文獻進行回顧。

將此做法提升為國際專案層級時，需要大量的資金，並與提供國和引進國的農業 / 環境機構確實合作。

5. 碳固存潛力 / 額外的碳儲量潛力

5.1. 糞金龜引起深層土壤中的土壤有機質增加

一份專對糞居型糞金龜（endocoprid beetles；不掩埋糞肥）及淺掘甬道型糞金龜（shallow-burying tunnellers）做探討的文獻，描述糞金龜活動對土壤碳的效應，其結果指出：僅檢測到對土壤碳水準有輕微影響。與此明顯對照的是，深掘甬道型糞金龜（deep-tunnelling beetles）可以大幅增加土壤剖面中的碳含量和持久性（Doube 2008; Doube and Dale, 2012）。

在研究一中，讓野牛糞金龜在野外〔棕色庫魯土（Brown Kurosol）〕在土樣（受掩埋的網袋，裡面填滿土壤，具有天然土壤剖面，有些有糞便掩埋，有些則無）掩埋糞便，然後評估不同土壤部分中的碳含量（表 29）。每塊三公斤（濕重）的糞墊約有 50%（含約 150 克碳）的糞便被掩埋（Doube and Dale, 2012）。此糞便掩埋讓土壤剖面中的碳含量在 10 個月後增加 70 克（表 30），相當於每公斤被掩埋的新鮮糞肥中有 45 克碳。此結果被認為是因為糞便的碳被加到土壤中，以及植物根部在受糞便影響的底土中大量生長。做為比較，第二組糞墊被置放在土樣附近未翻動的地面上，並在同一時間進行採樣（Doube and Dale, 2012）。受翻動環境和未翻動環境（對照組，無糞便）的數據顯示，兩者間碳含量無明顯差異，這表示表 29 中的對照組資料提供土壤碳水準基準線（每公頃至 50 公分約 30.5 噸碳）一個預測值（每公頃至 50 公分約 30.5 噸碳）。在掩埋 10 個月後，被掩埋糞便中的碳有 47%（即 150 克中的 70 克）仍留在

土壤中，其餘的被微生物代謝，並透過「微生物呼吸作用」流失到大氣中，同時將水溶性植物養分釋放到土壤中，這使得牧草地產量得以增加，以及使相應的根部碳沉降增加（Doube, 2008）。相照之下，對照組未掩埋的地表糞墊，在 10 個月後只有 17% 的碳（即 300 克中的 51 克，表 30，第 3 冊實務措施概述）留在地表殘留物中。

研究二為針對南澳州（South Australia）兩種截然不同的牧場土壤〔黑色脆軟土（dermosol）和棕色庫魯土〕，研究野牛糞金龜掩埋糞肥後的兩年內，土樣中底土（20~50 公分）的土壤碳水準（Hall, Maschmedt and Billing, 2009; Isbell and NCST, 2021）。美國農業部土壤分類系統中，最接近此兩土壤類型的土壤，分別是極育土（Ultisol）和弱育土（Inceptisol）（Hughes et al., 2018）。埋在此兩種土壤類型的含糞便土樣，其底層土碳隨時間（埋糞後 11~24 個月）皆無明顯變化，而這些土樣的底層土碳比在黏土（黑色脆軟土：土壤類型一）中的對照組（沒有埋糞）平均高出 69%，比雙相土（duplex soil）（棕色庫魯土：土壤類型二）中的對照組高 25%，代表土壤類型可能影響土壤剖面中土壤有機物的保留。

表 29. 試驗一中，不同土樣組成部分在 10 個月後的有機碳水準（%）

土樣組成	糞便 + 糞金龜	僅有糞便	對照組
地表枯枝落葉	2.6 ±0.7	4.1 ±0.3	1.3 ±0.2
上部段	0.99 ±0.26	0.86 ±0.07	0.72 ±0.09
基部段	0.69 ±0.07	0.46 ±0.25	0.58 ±0.07
甬道 + 內含物	1.31 ±0.20		
土樣乾重平均標準差（公斤）	28.8 ±3.5	25.2 ±2.8	23.6 ±2.9

資料來源：Doube and Dale（2012）

表 30. 試驗二底土（20~45 公分）的有機碳濃度（%）

	2006 年 8 月		2006 年 11 月		2007 年 5 月		2007 年 9 月	
實驗處理	土壤類型一 *	土壤類型二 **	土壤類型一 *	土壤類型二 **	土壤類型一 *	土壤類型二 **	土壤類型一 *	土壤類型二 **
對照組底土	2.01	0.68	2.02	0.85	2.14	0.70	2.11	0.61
僅有糞便的底土			2.23	0.88	1.94	0.74	1.97	0.67
總計糞便 + 糞金龜的底土	2.56	1.10	2.66	1.54	2.54	1.21	2.55	0.97
糞便 + 糞金龜：甬道 + 周圍環境		4.12	7.20	4.25	4.80	2.70	3.35	1.38
糞便 + 糞金龜：剩餘部分		0.79	2.27	1.20	2.49	1.15	2.32	0.89

資料來源： Doube（2008）

* 黑色脆軟土（Black Dermosol）；** 棕色庫魯土（Brown Kurosol）。
譯註：此兩土壤名稱為澳洲土壤分類系統之土壤類型

這兩項研究顯示，深掘甬道型糞金龜可能有助於增加土壤有機碳含量，但需要更多分析來支持對其他環境的推斷（見下文）。

5.2. 澳洲南部的*Bubas* 屬糞金龜物種能固存多少土壤有機碳？

在每公頃有 1.5 頭牛的情況下，牛隻在 200 天內（*Bubas* 屬糞金龜的活動季）產生的糞便約 6000 公升。如果將這些糞便都以掩埋方式處理，每公升能增加 45 克的土壤碳，則每年將可增加 0.27 噸碳 / 公頃，或約占 50 公分深土壤碳總庫存的 0.9%。此增加量與耕作系統中，保留收割後殘茬所造成的土壤碳水準增加（少於總庫存的 1%），有相似的大小（Edwards, 2020）。耕種和放牧系統的初級生產力同樣受到土壤濕度、植物種類和土壤肥力的限制。回到土壤中的廢棄「有機物」（殘茬和糞便），有助於提高土壤有機碳水準。因此，雖然穀類殘茬主要是地表現象而糞便掩埋會影響底土，但並不意外，穀類殘茬和糞便每年可以產生相似的土壤碳增加，有相當大的吸收有機碳能力（Hoyle et al., 2013）。

6. 該措施的其他效益

土壤性質可受到糞金龜掩埋糞便的行為而得到改善，但同時亦因此而受到威脅。Nichols 等人（2008）、Ridsdill-Smith 和 Edwards（2011）、Doube 和 Marshall（2014）以及 Doube（2018c）整理了相關的改善與土壤威脅（見第 3 冊第 20 章《糞金龜糞肥掩埋》中的「實務措施概述」資料表單）。

6.1. 改善土壤性質

糞金龜掩埋糞的行為，會產生到土壤內的甬道，並在土壤剖面裡沉積許多有機物。Doube（2008），以及 Doube 和 Dale（2012）研究證明野牛糞金龜掩埋行為是有益的影響，包含可大幅改善土壤的物理、化學與生物特性。物理效益包括改善土壤通氣性、降低容積密度和改善水分的滲透。化學效益包括提高陽離子交換能力、改善土壤 pH 值以及增加植物養分和整個土壤剖面的碳。生物效益包括增加微生物活動、增加植物根部生長與增加更多蚯蚓。

6.2. 最小化對土壤功能的威脅

這些問題已在第 3 冊第 20 章《糞金龜糞肥掩埋》中的「實務措施概述」資料表單中探討。

6.3. 產量增加（如食物、燃料、飼料、木材、纖維）

Doube（2008）證明野牛糞金龜掩埋糞肥後，牧草地產量增加 20% 以上。

6.4. 緩解和適應氣候變遷

澳洲南部土壤中的碳儲量程度，可能與引進兩種深掘甬道型 *Bubas* 屬糞金龜物種（冬季活動的野牛糞金龜和春季活動的水牛糞金龜）的掩埋糞便行為有關，但有需嚴正以待的預警但書。如果這些糞金龜廣泛分佈在澳洲南部的潮濕地區，且掩埋該地區 50% 糞便（由 500 萬頭牛所製造出來，而每頭牛在每年的 200 天內，每天製造 20 公斤的新鮮糞便），那麼每年總共有約 1000 萬噸的新鮮糞肥總會被掩埋。如果受影響的土壤額外留存每公斤被掩埋新鮮糞肥中的 45 克碳，那麼土壤碳儲存則每年可增加 40 萬噸碳，或 170 萬公噸二氧化碳當量，大約相當於澳洲農業每年溫室氣體排放總量的 2%（Bourne et al., 2018）。其他甬道型糞金龜物種在澳洲北部和南部的潮濕地區已成功建立族群，並掩埋額外的（但未量化）糞便量。

6.5. 社會經濟效益

這些問題已在第 3 冊第 20 章《糞金龜糞肥掩埋》中的「實務措施概述」資料表單中探討。

7. 權衡與其他措施的衝突

這些問題已在第 3 冊第 20 章《糞金龜糞肥掩埋》中的「實務措施概述」資料表單中探討。

8. 採用該措施的潛在障礙

適用於本案例研究的潛在障礙，已在第 3 冊第 20 章《糞金龜糞肥掩埋》中的「實務措施概述」資料表單中探討。

照片

第一階段

第二階段

第三階段

照片 12. 田野孵育所發展的三個階段

照片 13. 用於農場實地飼育糞金龜所用的田野飼育籠

參考文獻

Bourne, G., Stock, A., Steffen, W., Stock, P. & Brailsford, L. 2018. *Working paper: Australia's rising greenhouse gas emissions*. Sydney, Climate Council of Australia Limited. (also available at: https://www.climatecouncil.org.au/wp-content/uploads/2018/06/CC_MVSA0143-Briefing-Paper-Australias-Rising-Emissions_V8-FA_Low-Res_Single-Pages.pdf)

Doube, B.M. & Marshall, T. 2014. *Dung down under: dung beetles for Australia*. Adelaide, Dung Beetle Solutions Australia.

Doube, B.M. 2008. The pasture growth and environmental benefits of dung beetles to the southern Australian cattle industry: final report for Project B.ERM.0211. North Sydney, Meat and Livestock Australia. (also available at: https://www.mla.com.au/research-and-development/search-rd-reports/final-report-details/Productivity-On-Farm/Pasture-growth-and-environmental-benefits-of-dung-beetles-to-the-southern-Australian-cattle-industry/587#)

Doube, B.M. & Dale, M. 2012. Restructuring vineyard soils with dung beetles: final report. Barossa Valley, Barossa Grape and Wine Association & Eden Valley Wine Grape Growers Group.

Doube, B.M. 2018a. Filling the gaps in the distribution of *Bubas bison* on the Fleurieu Peninsula: Final report. Adelaide, Natural Resources Adelaide and Mt Lofty Ranges.

Doube, B.M. 2018b. Rearing *Onthophagus vacca* and *Bubas bubalus* for release in southern Australia: Final report for Project B.ERM.0216. North Sydney, Meat and Livestock Australia. [Cited 17 January 2021]. (also available at: https://www.mla.com.au/contentassets/bf0c33f78f3a4da4b4b8a89aadc26d0f/b.erm_0216_final_report.pdf)

Doube, B.M. 2018c. Ecosystem services provided by dung beetles in Australia. *Basic and Applied Ecology*, 26: 35–49. https://doi.org/10.1016/j.baae.2017.09.008

Edwards, P.B. 2007. *Introduced dung beetles in Australia 1967–2007: current status and future directions*. Maleny, Dung Beetles for Landcare Farming Committee.

Edwards, P., Wright, J. & Wilson, P. 2015. *Introduced dung beetles in Australia: a pocket field guide*. Third edition. Canberra, CSIRO Publishing.

Edwards, T. 2020. *Measuring and reporting soil organic carbon*. South Perth, Western Australia Department of Primary Industries and Regional development [online]. [Cited 17 January 2021]. https://www.agric.wa.gov.au/soil-carbon/measuring-and-reporting-soil-organic-carbon

Hall, J., Maschmedt, D. & Billing, N. 2009. *The soils of Southern South Australia*. The South Australian Land and Soil Book Series, Vol. 1 and Geological Survey of South Australia, Bull. 56, Vol. 1. Department of Water, Land and Biodiversity Conservation, Government of South Australia.

Hoyle, F.C., D'Antuono, M., Overheu, T. & Murphy, D.V. 2013. Capacity for increasing soil organic carbon stocks in dryland agricultural systems. *Soil Research*, 51: 657–667. http://dx.doi.org/10.1071/SR12373

Hughes, P., McBratney, A.B., Minasny, B., Huang, J., Micheli, E., Hempel, J. & Jones, E. 2018. Comparisons between USDA soil taxonomy and the Australian soil classification system II: comparison of order, suborder and great group taxa. *Geoderma*, 322: 48–55. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.02.022

Isbell, R.F. & the National Committee on Soil and Terrain (NCST) 2021. The Australian soil classification, third edition. Clayton, CSIRO Publishing.

Kershaw, D. & Stevenson, G. 2002. *The introduction of exotic dung beetles to Tasmania 1972–2002*. Hobart, Natural Heritage Trust.

Nichols, E., Spector, S., Louzada, J., Larsen, T., Amezquita, S. & Favila, M.E. 2008. Ecological functions and ecosystem services provided by Scarabaeinae dung beetles. *Biological Conservation*, 141(6): 1461–1474. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.04.011.

Ridsdill-Smith, T.J. & Edwards, P.B. 2011. Biological control: ecosystem functions provided by dung beetles. *In* L.W. Simmons & T.J. Ridsdill-Smith (Eds.) *Ecology and evolution of dung beetles*, pp. 245–266. Chichester, John Wiley & Sons. https://doi.org/10.1002/9781444342000.ch1

Secretariat of the Convention on Biological Diversity 2011. Nagoya protocol on access to genetic resources and the fair and equitable sharing of benefits arising from their utilization to the Convention on Biological Diversity: text and annex. Montreal, United Nations Environmental Programme.

Steinbauer, M.J. & Wardhaugh, K.G. 1993. *Technical report on the Western Australian Dung Beetle-Bushfly Project: the use of a quarantine facility attached to the Australian Animal Health Laboratory, Geelong, Victoria, for the importation and colonisation of exotic insect*s. Perth, Department of Agriculture and Food, Western Australia.

Tyndale-Biscoe, M. 1990. *Common dung beetles in pastures of south-eastern Australia*. Canberra, CSIRO Press.

Wright, E.J., Gleeson, P. & Robinson, F. 2015. Importation of 2 winter–spring active dung beetles for southern Australia. Final report for Project B:ERM.0213. North Sydney, NSW, Meat and Livestock Australia. (also available at: https://www.mla.com.au/research-and-development/search-rd-reports/final-report-details/Environment-On-Farm/Importation-of-2-winter-spring-active-dung-beetles-for-southern-Australia/2953)

8. 澳洲膨轉土上使用最少耕犁的灌溉棉花耕作系統

Gunasekhar Nachimuthu[1], Nilantha Hulugalle[2], Graeme Schwenke[3]

[1] NSW Department of Primary Industries, Narrabri, NSW, Australia
澳洲新南威爾斯初級產業部（納拉布賴）

[2] Fenner School of Environment & Society, Australian National University, Canberra, ACT, Australia
澳洲國立大學芬納環境與社會學院（Fenner School of Environment & Society）

[3] NSW Department of Primary Industries, Calala, NSW, Australia
澳洲新南威爾斯初級產業部（卡拉拉）

1. 相關措施

最少耕犁（minimum tillage）、作物輪作、礦物質肥料施用、充分灌溉措施

2. 案例研究說明

在澳洲，受灌溉的棉花（*Gossypium* spp.）主要種植在膨轉土（Vertisols）（收縮和膨脹的中高黏度土），其特點是：（1）使用重型機械進行機械化耕作，可能會造成壓實；（2）基因改造棉花在收割後，必須翻動土壤，消滅棉鈴蛾（*Heliothis* spp.）的蛹〔爆裂蛾蛹（pupae busting）〕；（3）大多藉施用礦物質肥料，來增加養分投入；（4）使用穀類或豆類作物來與棉花進行輪作，改善土壤健康、水和經濟生產力；（5）需定期清淤的封閉式灌溉網絡。棉花種植地中的土壤有機碳固存，可能會受到鈉化和土壤壓實的影響，而土壤壓實則為因土壤潮濕時的積水，或土壤乾燥時的高土壤強度，抑制作物生長。鈉化土壤中的團粒內部分散也減少碳的穩定和保護，而碳穩定和保護卻是土壤有機碳固存的關鍵機制。歷史上，慣行棉花種植系統的特點是單一作物種植的連作（monoculture），即是在每個季節結束時，會耙地和燒掉棉花的殘茬，並用重型機械等侵略性強的耕犁作業（aggressive tillage operation），而這些都不利於土壤健康和土壤有機碳庫存。由於棉花能比其他一年生作物產出更高的毛利（Nachimuthu et al., 2017），因此許多種植者偏好每年栽種棉花〔棉花連作（cotton monoculture）〕，且不會跟其他作物輪作。本案例研究中所描述的管理措施旨在開發具有氣候強適應性（climate-resilient）的種植系統，以改善土壤健康並能使其環境足跡減至最少。本案例研究專注在棉花種植系統中的最少耕犁法，並總結其長期和短期實驗結果。而在實驗中評估土壤品質、溫室氣體排放和陸地水文途徑，以及它們在土壤碳通量中的角色。

3. 案例研究背景

本案例研究專門針對澳洲的灌溉棉花耕作系統，包含棉花 – 穀類或棉花–豆科作物輪作。本案例研究所述資料與暖溫帶乾旱到暖熱帶乾旱氣候條件有關。

4. 擴大規模的可能性

本個案研究專門針對具有強烈收縮和膨脹特性的高活性黏土（膨轉土）。膨轉土占澳洲灌溉棉花產業的 75%（Hulugalle and Scott, 2008）。

5. 對土壤有機碳庫存的衝擊

相較於其他國家，澳洲的農業和土地利用，最近才從自然植被或牧草地轉變成耕地。澳洲棉花種植系統中的土壤有機碳儲量是依循一個兩階段過程而產生。在土地轉為灌溉耕作後，土壤有機碳庫存一開始會先迅速下降，隨後下降的速度會減緩，或土壤有機碳固存率會增加。土壤有機碳的一開始下降是因為土地利用形式從原生植被或牧草地轉變成作物種植，所造成的直接結果，而這是由於不同土地利用間在碳輸入和降解過程上的差異，驅動整個系統進入新的平衡狀態。在達到有較低土壤有機碳的新平衡後，若採用保育性農業措施，如最少耕犁、播種輪作作物和土壤裸露最少的休耕（棉花 –穀 類 –覆蓋作物輪作），就有可能增加土壤有機碳固存（表 31）。其他需要注意事項如下：

(1) 棉花田年平均環境溫度和土壤有機碳儲量之間關係的評估結果建議，若要達到最大的土壤有機碳儲量，新南威爾斯州（N ew South Wales）中部的最佳溫度範圍應為 25.4℃，而昆士蘭州（Queensland）中部為 30.1℃（Hulugalle, 2013）。氣候不斷變化和目前夏季溫度高於平均值的趨勢，有可能會改變此關係，而長期監測土壤有機碳將有助於瞭解土壤有機碳固存的機制和潛力。

(2) 根據 Bollgard III™基因改造棉花品種的核准管理措施，種植者若可以在 3 月 31 日之前進行第一次作物去葉處理，則被允許可以免去收成後的強制性土壤翻動。此做法可能進一步使耕犁作業次數減到最少。

表 31. 澳洲棉花種植系統田間實驗的土壤有機碳儲量潛力

地點	氣候區	土壤類型	基準線碳庫存（噸碳 / 公頃）	額外的碳儲量（噸碳 / 公頃 / 年）	持續時間（年）	深度（公分）	更多資訊	參考文獻
澳洲（新南威爾斯州西北部*）	暖溫帶乾燥	顆粒狀（Gru-mic），鈉化膨轉土（低色度）	61.8	0.75	5（2002~2007）	0~60	灌溉。最少耕作，原地保留殘株；數值為棉花連作、棉花–小麥、棉花–野豌豆，以及棉花–小麥–野豌豆輪作的平均值（照片 14 和照片 15）。	Hulugalle *et al.* (2014); Hulugalle *et al.* (2013)
				2.59	6（2007~2013）			
			54.7	-1.58	9（2000~2009）	0~60	使用經過處理的汙水進行灌溉。最少耕作且原地保留桔梗；棉花小麥輪作。	
				3.91	4（2009~2013）			
			89.2	-4.67	6（1993~1999）	0~60	灌溉。1993~1999：少耕；數值為棉花連作、棉、長休耕期棉花、棉花–小麥或棉花–豆類輪作等的平均值。用含鈉 / 中度鹽化的地下水（bore water，鑽井取得的地下水）灌溉。1999~2004：少耕，棉花–小麥–高粱–休耕輪作。用優質河水灌溉。	Hulugalle and Scott (2008)
				2.10	5（1999~2004）			

地點	氣候區	土壤類型	基準線碳庫存（噸碳／公頃）	額外的碳儲量（噸碳／公頃／年）	持續時間（年）	深度（公分）	更多資訊	參考文獻
		顆粒狀，膨轉土（腐植質）	39.4	0.28	10（1998~2008）	0~30	灌溉。最少耕犁；數值是棉花–小麥和棉花–豆科作物輪作的平均值。休耕期間有覆蓋植物。	Rochester, Peoples and Constable (2011)
澳洲（新南威爾斯州中西部**）	暖溫帶乾燥	顆粒狀，膨轉土（低色度）	83.8	-5.24	5（1993~1998）	0~60	灌溉。1993~1998 年：最少耕犁；數值為棉花單一作物連作、長休耕期棉花、棉花–小麥或棉花–豆類輪作的平均值。 1998~2009 年：最少耕犁和棉花 - 小麥輪作	Hulugalle *et al.* (2014); Hulugalle and Scott (2008)
				0.04	11（1998~2009）			
澳洲（新南威爾斯州西北部*）	暖溫帶乾燥	顆粒狀，膨轉土（低色度）	95.0	-1.07	20（1993~2013）	0~60	灌溉；慣行耕犁 / 棉花單一作物連作 ***	Hulugalle *et al.* (2014); Hulugalle and Scott (2008)
			97.0	-1.01	20（1993~2013）	0~60	灌溉；最少耕犁 / 棉花單一作物連作 ***	
			99.0	-0.92	20（1993~2013）	0~60	灌溉；最少耕犁 / 棉花–小麥輪作；1993~1999 年：小麥殘茬翻入土內，2000~2013 年：原地保留小麥殘茬 ***	

* 新南威爾斯州西北部的納歐依谷（Namoi Valley）；** 新南威爾斯州中西部的麥覺理谷（Macquarie Valley）；*** 實驗於 1985 年進行，但直至 1993 年才開始測量土壤有機碳；2003~2011 年期間，定期進行雷射輔助整地和畦床校直（laser-levelling and bed alignment）

6. 該措施的其他效益

6.1. 改善土壤性質

因能減少與密集耕犁操作相關的土壤倒置、壓實和抹實（soil inversion, compaction and smearing），主要是透過維持土壤結構的穩定性和孔隙度等過程，最少耕犁可以減緩土壤有機碳的下降速度（Hulugalle et al., 2014）。然而，在澳洲的棉花系統中，棉花收穫後依規定必需將土壤表面 10 公分進行翻土，以消滅棉鈴蛾（*Heliothis*）的蛹，而此強制翻土的做法可能會抵消最少耕作帶來的益處。雖然穀類和豆科作物的相對效益不同，但輪作可以改變土壤性質，利於後續的棉花生產。與棉花或豆科植物相比，小麥等穀類有較強烈的潮濕和乾燥週期（intense wetting and drying cycles），因此有助於改善土壤結構。改善過的土壤其孔隙度與結構穩定性，是取決於具有膨脹和收縮本質土壤（膨轉土）的經常性濕潤和乾燥循環。小麥作物讓底土乾燥的能力，與小麥在土壤深處的鬚根密度有關（Hulugalle and Scott, 2008）。在小麥 - 玉米的輪作系統中，由於與在前面的小麥，產生相互作用，使得種植玉米的土壤有更好的滲透力（Nachimuthu et al., 2018）。

6.2. 最小化對土壤功能的威脅

表 32. 土壤威脅

土壤威脅	
土壤侵蝕	澳洲棉花農場採用封閉式灌溉網路，讓土壤、沉澱物和溶質的農場外流動，在灌溉和暴風雨期間（大洪水除外），降到最低。而受侵蝕土壤被留在灌溉區尾部的排水溝和管道中，隨後藉清淤取回，重新用於農場（Nachimuthu and Webb, 2016）。利用雷射輔助整平農地，可以改善地表水流動並減少積水，將減少與脫氮作用有關的氧化亞氮排放。灌溉水中的溶解碳和顆粒碳會使土壤有機碳庫存增加 0.02~0.2 噸 / 公頃 / 年（Nachimuthu et al., 2018）。
養分的失衡和循環	種植棉花者在收成後不再將棉花殘茬耙除和燒掉（Smith and Welsh, 2018）。相反地，藉由機械化處理棉花殘茬，來進行敷蓋，有助於土壤的養分循環（照片 17）。 隨著棉花單一作物連作，長期下來，土壤有機碳會下降（Hulugalle et al., 2020），可能會導致土壤有機氮庫下降。 經比較灌溉和旱地膨轉土後（McLeod et al., 2013）發現，0~10 公分灌溉土壤的總氮比最少耕犁的旱地土壤少，但灌溉土壤的碳：氮比率較低（在相同的氮水準上，儲存更多的總氮）。

土壤威脅	
土壤鹽化和鹼化	在調查的灌溉膨轉土中，0~30　公分的土壤電導度（electrical conductivity）高於旱地膨轉土（McLeod et al., 2013），表示灌溉水含有鹽分。
土壤酸化	Singh、Odeh 和 McBratney（2003）指出，90% 棉花土壤的 pH 值在 100 年內將會下降一個單位，而 10% 土壤的 pH 值在 15 年內將下降一個單位。然而，需要更多的研究，來調查水通量和碳酸鹽溶解是否有助於緩衝這些潛在變化。
土壤生物多樣性損失	當最少耕犁與小麥輪作相結合時，改善螞蟻和跳蟲（springtail）等指標物種的數量（Hulugalle, Lobry de Bruyn and Entwistle, 1997）。由於地面覆蓋增加而讓土壤溫度降低，若對輪作作物施用肥料，會減少土壤動物的數量（N'Kem et al., 2002）。在採用最少耕犁更為複雜的輪作方式裡，狼蛛〔棉鈴蛾（*Heliothis*）的掠食者〕物種數量會更多（Rendon et al., 2015）。
土壤壓實	棉花–穀類輪作和最少耕犁減輕土壤壓實程度。穀類作物的鬚根根系能讓土壤的潤濕化 / 乾燥化更加強，進而改善膨轉土的土壤結構（Hulugalle and Scott, 2008; Hulugalle et al., 2017）。穀類作物透過在底土中建立根系通道，進一步改善土壤結構（Hulugalle, Lobry de Bruyn and Entwistle, 1997）。與棉花單一作物連作相比，原地保留殘茬的棉花–穀類輪作可減少地表土壤結皮，改善地表土壤結構。
土壤水分管理	與棉花單一作物連作相比，棉花–小麥輪作和最少耕犁能增加土壤儲水（Hulugalle et al., 2010）。有納入輪作作物的耕種系統會產生較高的每單位用水收益（Hulugalle and Scott, 2008; Nachimuthu et al., 2017）。與慣行耕犁相比，在淹水期間，最少耕犁下的小麥輪作田擁有更好的排水性（Hulugalle et al., 2010），使棉花能迅速恢復（照片 18）。

6.3. 提供服務方面（如食物、燃料、飼料、木材）

澳洲平均每公頃土壤的棉花產量為世界最高（比全球平均水準高 2.5~3 倍）。世界其他地區若要有同等水準的棉花生產量，需要比澳洲大三倍的土地面積，同時，棉花生產也會伴隨相關的農地外影響。非常肥沃的膨轉土，加上高產潛力的現代栽培品種，可有效加大澳洲棉花生產的資源利用效率。採用最少耕犁能進一步減少農場外的影響，改善澳洲棉花生產的環境足跡。

6.4. 緩解和適應氣候變遷

導致全球暖化的三種溫室氣體（二氧化碳、甲烷和氧化亞氮）當中，氧化亞氮是澳洲灌溉棉花的主要問題。生長在鹼性膨轉土上的灌溉棉花，常無法有效利用氮肥，很大的原因是氧化亞氮和雙氮（dinitrogen, N_2）的脫氮作用損失。Grace 等人（2016）發現，氮肥率對澳洲氧化亞氮排放影響的實測資料，能被兩成分模型（two-component model）做最佳地描述；該模型在作物需氮量範圍內呈線性，但在較高的氮肥施用率下則呈指數增長。在達可能最大作物氮需求量（likely maximum crop N requirement）250 公斤氮 / 公頃時，澳洲的氧化亞氮排放係數（emission factor）非常低（0.58%）。然而，在更高的施氮施用率下，排放因數迅速增加，在已觀察到的氮輸入水準 320 公斤氮 / 公頃最高值時，達到 3.32%（Grace et al., 2016）。目前的產業調查結果顯示，氮肥施用率平均為 330 公斤氮 / 公頃，因此，在不降低產量的情況下，可以透過降低氮肥用量來緩解氧化亞氮排放。用固氮豆科植物來與棉花輪作，可以大幅減少所需的施氮施用率（Rochester, Peoples and Constable, 2001）。

可以透過管理、減少或避免脫氮作用來減少氧化亞氮排放。在種植前的氮肥施用時，使用硝化抑制劑（nitrification inhibitor）可以使氮以銨（ammonium）的形式維持數個月，從而避免因脫氮作用而造成硝酸鹽損失（Rochester, 2003; Rochester and Constable, 2000）。一項關於種植前在土壤中注入無水氨（anhydrous ammonia）的研究（Schwenke and McPherson, 2018）發現，與未經無水氨的處理組相比，使用硝化抑制劑，氧化亞氮排放量在施用無水氨後的頭兩個月，減少 65~86%。除非在作物生長期間（in-crop）施氮肥後灌溉或遇雨（Schwenke et al., 2020），在棉花生長季的前幾個月，多數氧化亞氮會排放掉（Macdonald, Rochester and Nadelko, 2015; Schwenke and McPherson, 2018）。由於在植株建立階段（plant establishment phase），作物的氮利用不多，因此應透過在作物生長期間（in-crop）施用更多的氮肥，而非全部在播種前（pre-planting）施用（目前行業實施的標準措施），以來減少季節性氧化亞氮排放。現今許多種植者在作物生長期間施用氮肥，在作物行的任一側土中，帶施（band）氮肥，或是播撒（broadcast）到土壤表面，亦或採肥灌（fertigation）方式施肥。然而 Schwenke 和 McPherson（2020）發現，在研究中一個田間試驗地點，無論是播種前和種植季中施用氮肥，對累積的季節性氧化亞氮之排放，並不會產生影響，但另一個地點，則有觀察到整體氧化亞氮損失有些微增加。在同一研究中，就灌溉溝位置來變更播種前氮肥的施放點，會改變氧化亞氮的排放強度，但並無改變整體的累積氧化亞氮損失。

6.5. 社會經濟效益

最少耕作的社會經濟效益包括減少生產成本和能源使用。氣候變遷可能會增加澳洲的乾旱頻率。在灌溉水，而非土地，是限制性資源的地方，最少耕犁下的棉花–小麥系統將比棉花單一作物連作的利益更高（Hulugalle and Scott, 2008; Nachimuthu et al., 2017）。

以下方式可以節省灌溉棉花的氮肥成本，並獲得相關的環境利益（Welsh, Powell and Scott, 2015）：（1）讓氮肥的施用可以滿足作物需求，（2）使用豆科作物減少所需的氮肥量，以及（3）使用硝化抑制劑減少最佳生產所需的氮肥施用率（需進行深一層的成本效益分析）。

6.6. 該措施的其他效益

大約 75% 的澳洲棉花種植者參加「我的最佳管理措施」（myBMP）計畫。該計畫為自願性質，提供自我評估工具、機制和審查方式，確保棉花按照最佳管理措施（best management practices）來生產。

7. 該措施的潛在缺點

7.1. 權衡對土壤功能的其他威脅

表 33. 土壤威脅

土壤威脅	
土壤侵蝕	定期透過雷射輔助整平棉花田，以改善棉花田的水文狀況（滲透 / 排水）。然而，這可能會加劇土壤侵蝕與有益菌根的損失，並提高壓實度。
養分的失衡和循環	當氮肥的施用率高於作物需求量時，會讓溫室氣體排放以指數增長，特別是氧化亞氮。為儘量減少逕流中的氮損失而進行的深層氮肥帶施，會加重土壤干擾程度。
土壤鹽化和鹼化	豆科植物對土壤鹽度和鈉度非常敏感，提供的土壤效益可能有限，而在這些情況下，最少耕犁的小麥輪作更適合（Hulugalle and Scott, 2008）。
土壤密封	耕犁可以消除降雨衝擊後的土壤密封性，強化苗株生長，但可能造成壓實和抹實。
土壤壓實	棉花單一作物連作和棉花–小麥輪作並長期休耕，與儘量減少休耕的穀類或豆類輪作（棉花–小麥–野豌豆，以及棉花–野豌豆）的耕作系統相比，壓實度較低。輪作系統的壓實度較高，可能和野豌豆管理措施有關（Hulugalle et al., 2017）。
土壤水分管理	水在澳洲非常珍貴，若供水壩所攔蓄的水變少，農民則不一定有水可用。同時，水價年年都在上漲。當沒有明顯的經濟激勵措施時，節省棉花種植的用水，可能會讓種植者採用覆蓋作物輪作的意願不高（照片 16）。

7.2. 溫室氣體排放量增加

根據生命週期分析（life-cycle analysis, LCA）顯示，與最少耕犁或慣行耕犁棉花單一作物連作相比，最少耕犁結合小麥輪作可以減少溫室氣體排放（圖 11）。在所有種植系統中，造成溫室氣體排放的主要因素為田間作業（58%）、氮肥生產（21%）和土壤中的氧化亞氮排放（36%）。在田間作業中，溫室氣體排放的主要因素是灌溉（65%）、土地整理（16%）和收穫 / 採集（13%）。在慣行耕犁的棉花單一作物連作下，生產每公斤棉絨，排放的二氧化碳當量（CO_2eq）平均為 1.3 公斤，最少耕犁的棉花單一作物連作是 1.2 公斤，而最少耕犁的棉花–小麥輪作則為 0.8 公斤。與單位面積的排放量相似，在最少耕犁的棉花–小麥中，生產 1 公斤棉絨所造成的排放量最少。

完整生命週期分析方法（Hedayati et al., 2019）使用當地氧化亞氮的排放因數（Grace et al., 2016），以估算減少氮肥施用量可帶來的潛在溫室氣體緩解效益，結果得出：從商業氮肥用量 255 公斤氮 / 公頃減少至 240 公斤氮 / 公頃或至 180 公斤氮 / 公頃（減排 2.6% 和 13.2%）；採用控釋和穩定型氮肥（controlled-release and stabilized N fertilizers）（減少 5.9%），從柴油機改為太陽能灌溉泵（減少 8.1%），從柴油機改為生物燃料驅動農機具（減少 3.4%），從連續種植棉花改為棉花–豆類作物輪作（減少 3.9%），以及使用氮肥灌（減少 2.1%）。上述計算是假設土壤有機碳已達到穩定狀態，儘管尚不清楚在低生物量豆科作物期間，氧化亞氮損失量的減少是否會因土壤有機碳固存減少而有所抵消。

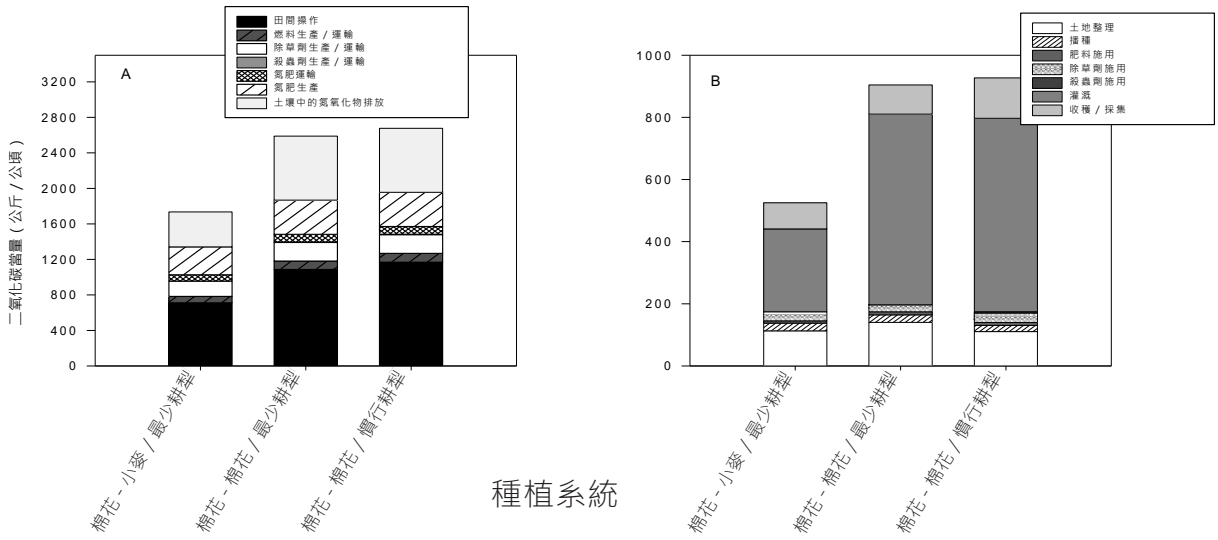


圖 11. 種植系統對平均溫室氣體排放的影響（2011~2017年）

以各種投入和耕作操作相關的二氧化碳當量（公斤 / 公頃）表示。改編自 Hulugalle et al., 2020

7.3. 與其他措施的衝突

在作物萌後生長期間（in-crop）施用氮肥時，許多棉花種植者越來越喜歡透過肥灌措施，來施用尿素或尿素硝酸銨（urea ammonium nitrate, UAN）。與使用曳引機設備於作物萌後生長期間側施（side-dressing）或頂施（topdressing）相比，肥灌可以大幅減少棉花田內機具通行所需的額外區域，有助於減少土壤壓實以及其對產量的伴隨效應。

7.4. 產量減少（如食物、燃料、飼料、木材、纖維）

採用最少耕犁需使用額外的除草劑來管理雜草，特別是因目前的棉花品種為抗嘉磷塞的基改棉花「Roundup Ready」，因此不能用嘉磷塞來防治由前一作種子自生的植株（volunteer cotton plant）。反之，防治這些自生棉花可能需要策略性地耕犁或人工除草來維持生產力。然而這可能會增加生產成本，也會損害土壤結構。

7.5. 其他衝突

澳洲採用圓捆模組的六行採棉機（round bale module six-row cotton picker），以儘量減少機具車輪通行量、勞動力和能源成本，但與先前的四行採棉機規格相比，六行採棉機的重量（大於 30 噸）會增加深層土壤壓實程度（Braunack, Bange and Bennett, 2017）。

8. 實行該措施前的建議

以下列出的各種障礙（第 8 節）和管理措施間的相互關聯，而各種障礙對改善澳洲棉花種植系統的土壤有機碳固存潛力上，增添許多的挑戰。例如，經濟障礙（灌溉水的成本）和自然資源障礙（棉花農場用水）是相互關聯。在目前澳洲的碳農業（carbon farming）方法中，在最低限度改善土壤有機碳上，缺乏誘因，屬制度性的障礙。

9. 採用該措施的潛在障礙

表 34. 採用該措施的潛在障礙

障礙	有 / 無	
生物物理 / 自然資源	有	在澳洲的棉花種植系統中，水的取得可能是改善土壤有機碳的障礙之一（Hulugalle et al., 2014）。需要改善耕犁方式來減緩深層土壤壓實（Braunack et al., 2017）。
文化 / 社會	有	在歷史上，密集耕犁很常見（McGarry, 1995）。對一些種植者來說，很難避免不採用慣用的耕作方式，而一些老一代的種植者則會採用多種耕犁方式。
經濟	有	在澳洲的作物生產中，水是一種稀缺且昂貴的商品。水的潛在用途受限於棉花種植者的獲得力和購買能力。 地表敷蓋和隨後的棉花種植皆需要專門的設備，而這可能造成額外的生產成本。
機構	有	澳洲目前的碳農業倡議（carbon farming initiative）批准 2000 噸二氧化碳當量的減排量，來作為參與減排基金計畫的最小值（Powell et al., 2020）。此減排程度需要大面積的土地，也有一些實際面上的限制（如農場的總體規模）。改變法規來鼓勵對土壤有機碳有更多的改善，可能有促進土壤健康和環境效益。
其他	有	翻土（soil disturbance；收穫後淺犁）是種植基因改造棉花的強制規定措施，然而此做法會限制農民使耕犁減至最少的機會。目前的 Bollgard III ™技術允許種植者在 3 月 31 日前完成第一次作物去葉，來免去爆裂蛾蛹，但如果季節性條件不允許作物在此日期前成熟，則此少耕措施則不可行（照片 19）。

照片

照片 14. 生長在小麥殘茬中的野豌豆，小麥是在棉花之後播種的

照片 15. 棉花種植前以野豌豆作物做敷蓋（2016 年春天）

照片 16. 在燕麥殘茬中生長的棉花

照片 17. 棉花殘茬敷蓋（收穫後）

照片 18. 洪水過後棉花生長

背景是最少耕犁下的棉花–小麥樣區；前景是慣行耕犁的棉花單一作物連作。

照片 19. 依Bollgard 3™基改棉花品種核准措施種植者或許能免去收穫後的翻土

種植者如果在 3 月 31 日之前進行第一次去葉，如果在3月31日之前進行第一次去葉，則可能進一步減少耕犁作業

參考文獻

Braunack, M., Bange, M. & Bennett, J. 2017. *Mitigating & Managing Soil Compaction for Sustainable Cotton Production*. Final Report for CRDC project CSP1701. pp.7. Cotton Research and Development Corporation, Narrabri, NSW, Australia

Grace, P., Shcherbak, I., Macdonald, B., Scheer, C. & Rowlings, D. 2016. Emission factors for estimating fertiliser-induced nitrous oxide emissions from clay soils in Australia's irrigated cotton industry. *Soil Research,* 54: 598-603. https://doi.org/10.1071/SR16091

Hedayati, M., Brock, P.M., Nachimuthu, G. & Schwenke, G. 2019. Farm-level strategies to reduce the life cycle greenhouse gas emissions of cotton production: An Australian perspective. *Journal of Cleaner Production,* 212: 974-985. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.11.190

Hulugalle, N.R., Weaver, T.B. & Finlay, L.A. 2017. Soil structure in permanent beds under irrigated cotton-based cropping systems in a Vertisol. *Soil & Tillage Research*, 165: 107-112. https://doi.org/10.1016/j.still.2016.08.002

Hulugalle, N.R., Weaver, T.B. & Finlay, L.A. 2010. Soil water storage and drainage under cotton-based cropping systems in a furrow-irrigated Vertisol. *Agricultural Water Management*, 97(10): 1703-1710. https://doi.org/10.1016/j.agwat.2010.06.001

Hulugalle, N.R., Heimoana, V., Kimber, S. & Powell, J. 2014. *Managing carbon in cotton-based farming systems*. Final Report for CRDC project DAN1202. pp.121. Cotton Research and Development Corporation, Narrabri, NSW, Australia

Hulugalle, N.R., Nachimuthu, G., Kirkby, K., Lonergan, P., Heimoana, V., Watkins, M.D. & Finlay, L.A. 2020. Sowing maize as a rotation crop in irrigated cotton cropping systems in a Vertisol: effects on soil properties, greenhouse gas emissions, black root rot incidence, cotton lint yield and fibre quality. *Soil Research*, 58: 137-150. https://doi.org/10.1071/SR19242

Hulugalle, N.R., Lobry de Bruyn, L.A., & Entwistle, P. 1997. Residual effects of tillage and crop rotation on soil properties, soil invertebrate numbers and nutrient uptake in an irrigated Vertisol sown to cotton. *Applied Soil Ecology*, 7: 11-30. https://doi.org/10.1016/S0929-1393(97)00027-9

Hulugalle, N.R., Weaver, T.B., Finlay, L.A. & Heimoana, V. 2013. Soil organic carbon concentrations and storage in irrigated cotton cropping systems sown on permanent beds in a Vertisol with restricted subsoil drainage. *Crop & Pasture Science*, 64: 799-805. https://doi.org/10.1071/CP12374

Hulugalle, N.R. 2013. Maximum ambient temperature can influence carbon storage in Vertisols sown with cotton-based farming systems. *Crop & Pasture Science*, 64: 845-855. https://doi.org/10.1071/CP13139

Hulugalle, N.R. & Scott, F. 2008. A review of the changes in soil quality and profitability accomplished by sowing rotation crops after cotton in Australian Vertisols from 1970 to 2006. *Australian Journal of Soil Research*. 46:173-190. https://doi.org/10.1071/SR07077

Macdonald, B.C.T., Rochester, I.J. & Nadelko, A. 2015. High yielding cotton produced without excessive nitrous oxide emissions. *Agronomy Journal,* 107(5): 1673-1681. https://doi.org/10.2134/agronj14.0369

McGarry, D. 1995. The optimisation of soil structure for cotton production. *In* Constable, G.A. & Forrester, N.W. (Ed.), *Challenging the future: Proceedings of the World Cotton Research Conference* 1'. 14-17 February 1994, Brisbane, Qld. CSIRO, Melbourne, Vic., Australia, pp. 169-176.

McLeod, M.K., Schwenke, G.D., Cowie, A.L. & Harden, S. 2013. Soil carbon is only higher in the surface soil under minimum tillage in Vertisols and Chromosols of New South Wales North-West Slopes and Plains, Australia. *Soil Research,* 51: 680-694. https://doi.org/10.1071/SR13032

Nachimuthu, G., Hulugalle, N.R., Watkins, M.D., Finlay, L.A. & McCorkell, B. 2018. Irrigation induced surface carbon flow in a Vertisol under furrow irrigated cotton cropping systems. *Soil & Tillage Research*, 183: 8-18. https://doi.org/10.1016/j.still.2018.05.011

Nachimuthu, G., Hulugalle, N., Watkins, M., Scott, F. & Rollins, M. 2017. *Resilient Cotton-farming Systems in Irrigated Vertisols: Soil Quality, Carbon and Nutrient Losses, Cotton Growth and Yield in Long-term Studies*. Final Report for CRDC project DAN1503. pp.100. Cotton Research and Development Corporation, Narrabri, NSW, Australia.

Nachimuthu, G. & Webb, A.A. 2016. On-farm soil conservation measures in cotton farming systems of Australia: A sustainability analysis. *Journal of Soil Water Conservation*, 71: 75A-80A. https://doi.org/10.2489/jswc.71.3.75A

N'kem, J.N., de Bruyn, L.A.L., Hulugalle, N.R. & Grant, C.D. 2002. Changes in invertebrate populations over the growing cycle of an N-fertilised and unfertilised wheat crop in rotation with cotton in a grey Vertisol. *Applied Soil Ecology*, 20: 69-74. https://doi.org/10.1016/S0929-1393(02)00008-2

Powell, J., Welsh J. & Scott, F. 2020. Emission Reduction Fund- Soil carbon sequestration methods and opportunities to participate. CottonInfo & NSW DPI factsheet [Cited 7 August 2020]. https://www.cottoninfo.com.au/sites/default/files/documents/ERF%20fact%20sheet%20-%20soils%20%28updated%20May%202016%29.pdf

Rendon, D., Whitehouse, M.E.A, Hulugalle, N.R. & Taylor, P.W. 2015. Influence of crop management and environmental factors on Wolf Spider Assemblages (Araneae: Lycosidae) in an Australian cotton cropping system. *Environmental Entomology*, 44: 1-12. https://doi.org/10.1093/ee/nvu025

Rochester, I.J. 2003. Estimating nitrous oxide emissions from flood-irrigated alkaline grey clays. *Australian Journal of Soil Research,* 41(2): 197-206. https://doi.org/10.1071/SR02068

Rochester, I.J. & Constable, G.A. 2000. Denitrification and immobilisation in flood-irrigated alkaline grey clays as affected by nitrification inhibitors, wheat straw, and soil texture. *Soil Research,* 38: 633-642. https://doi.org/10.1071/SR99080

Rochester, I. J., Peoples, M.B. & Constable, G.A. 2001. Estimation of the N fertiliser requirement of cotton grown after legume crops. *Field Crops Research,* 70: 43-53. https://doi.org/10.1016/S0378-4290(00)00150-7

Schwenke, G., Nachimuthu, G., Mercer, C. & McPherson, A. 2020. Tail-drain sediments are a potential hotspot for nitrous oxide emissions in furrow-irrigated Vertisols used to grow cotton: A laboratory incubation study. *Journal of Environmental Quality,* 49: 14-26. https://doi.org/10.1002/jeq2.20006

Schwenke, G.D. & McPherson, A. 2018. Mitigation of nitrous oxide emissions from furrow-irrigated Vertisols by 3,4-dimethyl pyrazole tetra-methylene sulfone, an alternative nitrification inhibitor to nitrapyrin for direct injection with anhydrous ammonia. *Soil Research,* 56: 752-763. https://doi.org/10.1071/SR18114

Schwenke, G.D. & McPherson, A. 2020. *Can temporal and spatial placement of banded nitrogen fertiliser mitigate the intensity and quantum of nitrous oxide emitted from furrow irrigated Vertisols growing cotton.* Paper prepared for the project 'Determining optimum nitrogen strategies for abatement of emissions for different irrigated cotton systems', AOTG14013 2013–17 (unpublished)

Singh, B., Odeh, I.O.A. & McBratney, A.B. 2003. Acid buffering capacity and potential acidification of cotton soils in northern New South Wales. *Australian Journal of Soil Research,* 41: 875-888. https://doi.org/10.1071/SR02036

Smith, J. & Welsh, J. 2018. *NutriPak 2018-A Practical guide to Cotton Nutrition.* Cotton Research and Development. Narrabri, NSW, Australia. ISBN: 978-0-9954323-9-0

Welsh, J., Powell, J. & Scott, F. 2015. Optimising nitrogen fertiliser in high yielding irrigated cotton: a benefit-cost analysis and the feasibility of participation in the ERF. *AFBM Journal,* 12: 51-69. https://doi.org/10.22004/ag.econ.284944

9. 澳洲南部和東部牧地草原系統的放牧管理

Mohammad I. Khalil[1], Cláudia M.d.S. Cordovil[2], Rosa Francaviglia[3], Beverley Henry[4], Katja Klumpp[5], Peter Koncz[6], Mireia Llorente[7], Beata E. Madari[8], Muñoz-Rojas Miriam[9,10], Nerger Rainer[11]

（共同作者按字母順序排列）

[1] School of Applied Sciences & Technology, Prudence College Dublin, Dublin 22 and S chool of Biology & Environmental Science, University College Dublin, Dublin 4, Ireland
愛爾蘭都柏林普魯登斯學院應用科學與技術學院、都柏林大學生物與環境科學學院

[2] University of Lisbon, School of Agriculture, Forest Research Center, Lisboa, Portugal
葡萄牙里斯本大學農學院森林研究中心

[3] Council for Agricultural Research and Economics, Research Centre for Agriculture and Environment (CREA-AA), Rome, Italy.
義大利農業研究與經濟委員會農業與環境研究中心（CREA-AA）

[4] Science and Engineering Faculty, Queensland University of Technology, Brisbane, Australia
澳洲昆士蘭科技大學科學與工程學院

[5] Grassland Ecosystem Research, INRA, Clermont-Ferrand, France
法國國家農業研究院草原生態系統研究中心

[6] Duna-Ipoly National Park Directorate, Budapest, Hungary and MTA–SZIE Plant Ecology Research Group, Gödöllő, Hungary
匈牙利多瑙河-伊波利國家公園管理局，以及匈牙利科學院-聖伊斯特萬大學（MTA-SZIE）植物生態學研究團隊

[7] Forest Department. University of Extremadura, Plasencia Campus. Spain
西班牙埃斯特雷馬杜拉大學普拉森西亞校區森林系

[8] Embrapa Rice and Beans, Santo Antônio de Goiás, GO, Brazil
巴西農業研究公司Embrapa稻米和豆類研究中心

[9] UNSW Sydney, School of Biological, Earth and Environmental Sciences, Sydney NSW, Australia
澳洲新南威爾斯大學生物、地球與環境科學學院

[10] The University of Western Australia, School of Biological Sciences, Crawley, WA, Australia
澳洲西澳洲大學生物科學學院

[11] Soil & More Impacts GmbH, German office, Hamburg, Germany
德國土壤與更多影響公司德國辦事處

1. 相關措施

放牧管理〔分區輪牧（rotational grazing）〕

2. 案例研究說明

分區輪牧〔rotational grazing；即一種系統，將牲畜移到牧草場的某些部份，稱做圍場（paddock），而讓其他部分的牧草場得以休養〕已在澳洲南部和東部廣泛應用，尤其是新南威爾斯州（New South Wales, NSW）。分區放牧正取代如連續放牧的傳統放牧形式，原因是分區輪牧有強化草地土壤有機碳密度 / 庫存的潛力，並可保護生態系統的永續性，同時促進生產成果（McDonald et al., 2019）。控制動物放養情況、強度和停留時間，可以創造對植物生長更有利的環境，並透過降低土壤容積密度和壓實度，改善土壤的導水度和滲透性（Orgill et al., 2018）。

整體而言，分區輪牧是公認有效的碳管理策略，具有額外的益處，有助於保護自然環境，提高環境對氣候變遷影響的韌性（Conant et al., 2017）。在澳洲，此種放牧管理形式已與其他放牧形式結合，如部分隔離圍欄，以減少本地和野生動物的數量（Waters et al., 2017）。儘管此種放牧管理策略普遍能帶來好處，但此策略的固碳潛力會因土壤類型、地點和環境等因素有異而有不同（Orgill et al., 2017; Sanderman et al., 2015）。

3. 案例研究背景

澳洲 75% 以上的地表被視為牧地（rangeland）。牧地橫跨了低降雨量和多變的氣候區，包括乾旱、半乾旱和一些季節性高降雨地區。牧地為澳洲的經濟帶來極大的貢獻（National Land and Water Resources Audit, 2001）。這些地區擁有的植被類型相當多樣，涵蓋熱帶林地、灌叢帶（shrubland）、草地和鹽地樹叢（saltbush）。這些地區的土壤養分含量低，有不同的氮、磷和微量元素缺乏程度，其土壤類型通常為膨轉土（Vertisols）和硬盤土（Durisols）。整體而言，由於截然不同的土壤類型與氣候，澳洲牧地的土壤通常比其他地區（例如美國），帶有較低含量的土壤有機碳（Badgery et al., 2017）。年平均降雨量通常是 300~800 毫米，年平均最高溫度在 20~23℃，最低溫度在 6~10.5℃（Chan et al., 2010）。

澳洲的乾旱和半乾旱熱帶地區大多用於牛隻放牧。在降雨量中等的地區，如澳洲東部和南部，大部分地區（從昆士蘭州東南部延伸到新南威爾斯州、維多利亞州北部和南澳州南部）經常透過放牧管理，來保持牧草地的最佳組成和生產狀態，並調整放牧動物所需草料的品質和數量（Badgery et al., 2017）。儘管如此，放牧的適當強度和管理仍有疑問，且取決於幾個因素（Orgill et al., 2017）。對澳洲草原而言，分區輪牧是目前被廣泛認為是一種有效且永續的放牧管理措施（Orgill et al., 2018; Sanderman et al., 2015）。分區輪牧有時會與其他方法結合，如改改善牧草地、施肥、排除或使用天然禾草等（McDonald et al., 2019）。

4. 擴大規模的可能性

藉由分區輪牧來管理牧地已在全球多個地區施行，但採用這種措施的優點與限制皆有不同，而每個國家或地區都有特定的情況發生。在美國，許多草原生態系統受到長期過度放牧、頻繁且嚴重的乾旱，以及土地利用變遷等的威脅（Teague, 2018）。在美國大平原地區的牧地和牧草地，最常見的放牧管理形式是全年連續放牧，但這種管理方式造成一些負面後果，包括土壤生產力下降和土壤碳減少。近期研究指出，分區輪牧能有效提高這些地區的草料利用效率，並促進土壤碳固存能力，亦是碳緩和的選項（Wang et al., 2015）。

在其他地區，如中國，草地主要用於牲畜放牧。為了滿足糧食需求和經濟發展，最常採用的是連續放牧等密集型放牧形式。由於草地退化的加劇，1990 年代末訂定相關政策來規範放牧，此後一些農場建立放牧管理措施，如季節性放牧或分區輪牧（Dong et al., 2020）。歐洲則是具有實行永續放牧管理的潛力，適度放牧有助於維持保護的植物群落，同時減少野火的燃料量及危害（Silva et al., 2019）。另外，東非 75% 的地表主要用於管理式的草原系統，而此管理式放牧的碳固存潛力尚待開發（Tessema et al., 2020）。

5. 對土壤有機碳庫存的衝擊

放牧對土壤有機碳密度 / 庫存的影響結果有很大差異，可說是氣候、土壤因素（包括初始土壤有機碳水準）和管理差異間相互作用的結果（Orgill et al., 2017; Waters et al., 2017；表 35）。然而，與非洲（0.21 噸碳 / 公頃 / 年）或南美（0.69 噸碳 / 公頃 / 年）等其他地區的分區輪牧管理措施相比，澳洲的平均固存率較低（0.09 噸 / 公頃 / 年）。

表 35. 澳洲新南威爾斯州（NSW）不同研究地點 0~30 公分深處的碳庫存變化

地點	氣候區	土壤類型	基準線碳庫存（噸碳／公頃）	額外的碳儲量（噸碳／公頃／年）	持續時間（年）	更多資訊	參考文獻
新南威爾斯州南部、東部	溫暖溫帶乾燥	淋餘土（Lixisol）	29.5	1.46	4	放牧和休養 4~6 週	Orgill *et al.*, (2018)
			32.9	0.78		高度放牧，然後休養 80~120 天	
新南威爾斯州南部		無	39.2	0.41	5~10	分區輪牧；成對地點（pair-site）方法，並與連續放牧做對照比較	Chan *et al.*, (2010)
新南威爾斯州西部	熱帶乾燥	康狄土（Kando-sols）和初育土 dosols）	21.62	1.04	8	分區輪牧：分區輪牧 +TGP 圍欄（total grazing pressure fence）；並與連續放牧做對照比較。	Orgill *et al.*, (2017)
		康狄土	-	0.13			

6. 該措施的其他效益

6.1. 改善土壤性質

分區輪牧的額外優點是減少和防止土壤侵蝕、提高地上的多樣性和生產力，以及增加微生物的活性（Dong et al., 2020）。與連續放牧相比，這種措施讓植物在相對較短的時間內，以營養生長的狀態被取食，有助於降低偏好物種受啃食的趨勢。另外，休養時間能讓多年生植物補充根部儲備，有助於抵抗乾旱期，並改善土壤結構和土地狀況（Waters et al., 2017）。

6.2. 最小化對土壤功能的威脅

表 36. 土壤威脅

土壤威脅	
土壤侵蝕	大範圍的地面覆蓋物有助於保護土壤，防止土壤侵蝕（Orgill et al., 2017）。
養分的失衡和循環	透過強化植物生產力、養分循環和多樣性（Waters et al., 2017）。
土壤沾染 / 汙染	減少或替代礦物質和肥料（Orgill et al., 2018; Waters et al., 2017）。
土壤生物多樣性損失	強化植物多樣性（McDonald et al., 2019; Waters et al., 2017）。
土壤壓實	土壤容積密度和壓實度降低（Chan et al., 2010; Orgill et al., 2018）。
土壤水分管理	改善土壤導水度和滲透性（Orgill et al., 2018）。

6.3. 產量增加（如食物、燃料、飼料、木材）

輪流或低強度的放牧管理會影響地上和地下的生物量生產，以及地面覆蓋物。在澳洲東部和南部，證據顯示，架設阻絕式圍欄（exclusion fencing；從而減少放牧壓力）會增加多年生植物和枯枝落葉層地面覆蓋的面積（Waters et al., 2017）。多年生的禾草和枯枝落葉層可提供生物所需的食物和遮蔽，是澳洲牧地重要的有機物來源。此外，樹木可以做為牲畜遮蔭和掩蔽（Orgill et al., 2017）。

6.4. 緩解和適應氣候變遷

針對澳洲牧場的預測顯示，連續放牧加上長期的乾旱模式，在五年內會排放 730~1470 噸的二氧化碳當量（Hill et al., 2006）。更多永續的放牧土地管理措施可以減少澳洲牧地和稀樹草原溫室氣體的排放。例如，據相關研究指出，在南澳州的一些地區，放牧管理所恢復的藜科灌木地（chenopod shrubland），可減少 0.1~0.6 噸二氧化碳當量 / 公頃 / 年的溫室氣體通量（Henry, Butler and Wiedemann, 2015）。

6.5. 社會經濟效益

分區輪牧的其他好處包括：均等的放牧壓力，降低食草動物擇食程度（herbivore selectivity）和對適口草種（palatable species）的挑選；強化植物的開花、生長和存活；提高牧草地利用率和維持牧草地覆蓋；提高多年生草種含量，及增加牧草產量和動物產量（Badgery et al., 2018; Sanderman et al., 2015）。

7. 該措施的潛在缺點

當植物沒有在生長，而牛和羊正在產羔羊或產牛犢時，分區輪牧會增加對基礎設施與勞動力的需求，且可能不再實用（Wang et al., 2020）。採用分區輪牧管理方法後，會減少選擇性放牧的機會，也會導致產量下降，原因是牲畜在被迫取食養分含量較差的植物物種。

在比較實行分區輪牧與連續放牧管理時，需考慮幾個因素，如基準線土壤有機碳濃度、地形、氣候、植被和土壤類型；而如同先前研究所示，這些因素會使土壤有機碳固存產生很大的變化（Khalil et al., 2007; Orgill et al., 2017）。此外，一些機械論過程，包括初級生產力和物種組成、根芽間的養分分配、放養密度，以及地景層次過程的碳分解和輸出改變，也能影響放牧活動對碳循環的效應（Allen et al., 2014）。放牧也或許不會影響某些養分，像氮，但仍有可能需考慮額外添加養分（Orgill et al., 2017）。此外，放牧季結束時，田野中剩餘的生物量將決定供良好牧草地管理所需的最大放養密度。因此，放養密度不能超過草地的承載能力。

8. 採用該措施的潛在障礙

表 36. 土壤威脅

障礙	有 / 無	
社會	有	強化管理所需的勞動力可能會增加、投資的不確定性（如圍欄維修、供水點設置），以及若牧場沒有及時收割，草料品質可能下降。
經濟	有	
法律（土地權利）	有	租賃協議可專門為慣行放牧而設計。

障礙	有 / 無	
知識	有	缺少措施優點的相關資訊
自然資源	有	天氣 / 氣候因素可能有挑戰性，例如乾旱期。

資料來源：Wang 等人（2020）

照片

照片 20. 2012 年新南威爾斯州（澳洲東部）的北部臺地

前景為僅受原生草食有袋類動物取食的草地，含有一個用於輕度綿羊放牧的圍場。

參考文獻

Allen, D.E., Pringle, M.J., Bray, S., Hall, T.J., O'Reagain, P.O., Phelps, D., Cobon, D.H., Bloesch, P.M. & Dalal, R.C. 2014. What determines soil organic carbon stocks in the grazing lands of north-eastern Australia? *Soil Research*, 51(8): 695–706. https://doi.org/10.1071/SR13041

Alves, F.V., Almeida, R.G. & Laura V.A. 2015. Neutral Brazilian Beef: a new concept for sustainable beef production in the tropics. Embrapa, Brazilian Agricultural Research Corporation, Ministry of Agriculture, Livestock, and Food Supply. Brasília. (also available at: https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/167390/1/Carbon-neutral-brazilian-beef.pdf)

Badgery, W., Millar, G., Broadfoot, K., Martin, J., Pottie, D., Simmons, A. & Cranney, P. 2018. Better management of intensive rotational grazing systems maintains pastures and improves animal performance. *Crop and Pasture Science*, 68(12): 1131-1140. https://doi.org/10.1071/CP16396

Chan, K.Y., Oates, A., Li, G.D., Conyers, M.K., Prangnell, R.J., Poile, G., Liu, D.L. & Barchia, I.M. 2010. Soil carbon stocks under different pastures and pasture management in the higher rainfall areas of south-eastern Australia. *Soil Research*, 48(1): 7–15. https://doi.org/10.1071/SR09092

Conant, R.T., Cerri, C.E.P., Osborne, B.B.& Paustian, K. 2017. Grassland management impacts on soil carbon stocks: A new synthesis. *Ecological Applications*, 27: 662–668

Dong, L., Martinsen, V., Wu, Y., Zheng, Y., Liang, C., Liu, Z. & Mulder, J. 2020. Effect of grazing exclusion and rotational grazing on labile soil organic carbon in north China. *European Journal of Soil Science*.https://doi.org/10.1111/ejss.12952

Henry, B.K., Butler, D. & Wiedemann, S.G. 2015. Quantifying carbon sequestration on sheep grazing land in Australia for life cycle assessment studies. *The Rangeland Journal*, 37:379-388. https://doi.org/10.1071/RJ14109

Hill, M. J., Roxburgh, S. H., McKeon, G. M., Carter, J. O. & Barrett, D. J. 2006. Analysis of soil carbon outcomes from interaction between climate and grazing pressure in Australian rangelands using Range-ASSESS. *Environmental Modelling & Software*, 21: 779-801. https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2005.02.006

Khalil, M.I., Rahman, M.S., Schmidhalter, U. & Olfs, H.-W. 2007. Nitrogen-fertilizer induced mineralization of soil organic C and N in six contrasting soils of Bangladesh. *Journal of Plant Nutrition & Soil Science*, 170: 210-218. https://doi.org/10.1002/jpln.200520534

McDonald, S. E., Reid, N., Smith, R., Waters, C. M., Hunter, J. & Rader, R. 2019. Rotational grazing management achieves similar plant diversity outcomes to areas managed for conservation in a semi-arid rangeland. *The Rangeland Journal*, 41(2): 135-145. https://doi.org/10.1071/RJ18090

National Land and Water Resources Audit. 2001. *Rangelands: tracking changes: Australian Collaborative Rangeland Information System*. National Land and Water Resources Audit, Canberra, ACT ISBN: 0-642-37114-8

Orgill, S. E., Waters, C. M., Melville, G., Toole, I., Alemseged, Y. & Smith, W. 2017.Sensitivity of soil organic carbon to grazing management in the semi-arid rangelands of south-eastern Australia. *The Rangeland Journal*, 39(2): 153-167. https://doi.org/10.1071/RJ16020

Orgill, S.E., Condon, J.R., Conyers, M.K., Morris, S.G., Alcock, D.J., Murphy, B.W. & Greene, R.S.B. 2018. Removing grazing pressure from a native pasture decreases soil organic carbon in southern New South Wales, Australia. *Land Degradation & Development*, 29(2): 274-283. https://doi.org/10.1002/ldr.2560

Sanderman, J., Reseigh, J., Wurst, M., Young, M-A. & Austin, J. 2015. Impacts of Rotational Grazing on Soil Carbon in Native Grass-Based Pastures in Southern Australia. *PLoS ONE*, 10(8): e0136157. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0136157

Silva, V., Catry, F.X., Fernandes, P.M., Rego, F.C., Paes, P., Nunes, L., Caperta, A.D., Sérgio, C. & Bugalho, M.N. 2019. Effects of grazing on plant composition, conservation status and ecosystem services of Natura 2000 shrub-grassland habitat types. *Biodiversity and Conservation*, 28(5): 1205–1224. https://doi.org/10.1007/s10531-019-01718-7

Teague, W.R. 2018. Forages and pastures symposium: Cover crops in livestock production: Whole-system approach: Managing grazing to restore soil health and farm livelihoods. *Journal of animal science*, 96(4), 1519-1530. https://doi.org/10.1093/jas/skx060

Tessema, B., Sommer, R., Piikki, K., Söderström, M., Namirembe, S., Notenbaert, A., Tamene, L., Nyawira, S. & Paul, B. 2020. Potential for soil organic carbon sequestration in grasslands in East African countries: A review. *Grassland Science*, 66(3): 135–144. https://doi.org/10.1111/grs.12267

Wang, T., Teague, W.R., Park, S.C. & Bevers, S. 2018. Evaluating long-term economic and ecological consequences of continuous and multi-paddock grazing-a modeling approach. *Agricultural systems*, 165: 197-207. https://doi.org/10.1016/j.agsy.2018.06.012

Wang, T., Jin, H., Kreuter, U., Feng, H., Hennessy, D.A., Teague, R. & Che, Y. 2020. Challenges for rotational grazing practice: Views from non-adopters across the Great Plains, USA. *Journal of Environmental Management*, 256: 109941. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109941

Waters, C.M., Orgill, S.E., Melville, G.J., Toole, I.D. & Smith, W.J. 2017. Management of grazing intensity in the semi-arid rangelands of southern Australia: effects on soil and biodiversity. *Land Degradation & Development*, 28(4): 1363-1375. https://doi.org/10.1002/ldr.2602

10. 中國黑土地區 16 年的免耕和殘體覆蓋對連作玉米的影響

Aizhen Liang[1,2], Yan Zhang[1,2], Xuewen Chen[1,2], Shixiu Zhang[1,2], Xiaoping Zhang[1,2], Xueming Yang[3]

[1] Key Laboratory of Mollisols Agroecology, Northeast Institute of Geography and Agroecology, Changchun, China
中國東北地理與農業生態研究所黑沃土農業生態學重點實驗室

[2] University of Chinese Academy of Science, Beijing, China
中國科學院大學

[3] Harrow Development and Research Center, Agriculture & Agri-Food Canada, Harrow, Canada
加拿大農業與農業食品部哈羅發展與研究中心

1. 相關措施和熱點

免耕、有機敷蓋；黑土

2. 案例研究說明

中國東北地區是中國糧食商業生產的關鍵地區，因此對中國的糧食安全扮演重要的角色（Yang et al., 2007; Liang et al., 2009）。然而，近年來土壤有機碳大量流失，導致土壤肥力大幅下降（Xu et al., 2010; Zhou et al., 2018）。這種現象因慣行耕犁措施變得更加惡化，其中包括在收穫後移除作物殘體，以及使用板犁耕作（moldboard plowing）（Zhang et al., 2015）。此類型的措施造成土壤有機碳下降、土壤結構退化和嚴重風蝕和水蝕（Liu et al., 2010）。保育性耕犁，尤其是免耕（no tillage），被認為是可控制中國東北地區土壤侵蝕和增加土壤有機碳含量的有效措施（Zhang et al., 2007; Liang et al., 2016）。根據 2001 年進行的長期耕犁實驗，已經開展多項針對免耕對土壤物理性質（容積密度、團粒形成、水滲透性、土壤結構）（Chen et al., 2014, 2018）、化學組成（土壤有機碳、土壤氮循環和其他營養成分）（Li et al., 2011; Liang et al., 2016; Zhang et al., 2018, 2019, 2020; Liu et al., 2017），以及微生物群落（Zhang et al., 2012, 2016; Jia et al., 2016; Sun et al., 2016, 2020; Liang et al., 2019）之影響的相關研究，並在國際或中國期刊中發表 100 多篇論文。

3. 案例研究背景

田間實驗於 2001 年秋季時進行，試驗地點位於吉林省德惠市的中國科學院東北地理與農業生態研究所實驗站（北緯 44°12'，東經 125°33'）。該實驗站位於北溫帶區，屬於大陸性季風。最冷的月份是 1 月（-19.5℃），最熱的月份是 7 月（24.5℃），年平均氣溫為 4.4℃。年平均降水量為 520 毫米，70% 以上發生在 6 月~8 月的生長季節（Liang et al., 2007）。根據美國農業部的土壤分類法，此區的黏土歸類為典型簡育濕潤黑沃土（Typic Hapludoll）。

4. 擴大規模的可能性

該案例研究可擴大其規模，適用於大陸季風氣候下的黏質壤土（clay loam）。

5. 對土壤有機碳庫存的衝擊

植物殘體回到土壤經過 16 年後，相對於 2001 年分析 0~30 公分層土壤的實驗開始進行時，免耕搭配連續種植玉米的土壤有機碳儲量增加幅度最高，達到 0.80 噸碳 / 公頃 / 年（表 38）。

表 38. 在 16 年的研究中，研究地點 0~30 公分處的土壤有機碳庫存變化情況

地點	土壤類型	基準線庫存（噸碳 / 公頃）	碳固存潛力（噸碳 / 公頃 / 年）*	持續時間（年）	參考文獻
中國東北地區	黑沃土（Mollisol）	63.8	0.80 ±0.05	16	Zhang *et al.* (2018)

* 資料以四個重複的平均值 ± 標準誤差表示

6. 該措施的其他效益

6.1. 改善土壤性質

土壤容積密度：免耕（在 0~5 公分層為 1.15 克 / 立方公分）的容積密度比傳統耕犁（0~5 公分層 1.01 克 / 立方公分）顯著增加，但仍然低於根系延伸時所嚴重受限的範圍（Chen et al., 2014）。

團粒穩定性：與慣行耕作相比，免耕改善團粒穩定性。在免耕系統中，微生物生物量和球囊黴素（glomalin）是團粒穩定性的最重要驅動因素（Zhang et al., 2012）。

水分滲透性：免耕（5.2 公厘 / 分鐘）比慣行耕作（2.5 公厘 / 分鐘）土壤的水滲透率高，而這是受到蚯蚓數量的影響（Chen et al., 2018）。

土壤穿刺阻力：與慣行耕作相比，免耕在 2.5~17.5 公分的深度處增加土壤穿刺阻力（Chen et al., 2014）。

營養成分：免耕可讓土壤有機碳、總氮量、有效氮、磷和鉀在土壤表面明顯累積（Li et al., 2011）。

土壤大孔隙率：因較少的翻土，免耕（在 0~5 公分層為 11.78%）的土壤大孔隙率明顯低於慣行耕犁（在 0~5 公分層為 12.81%）（Chen et al., 2014）。

6.2. 最小化對土壤功能的威脅

表 39. 土壤威脅

土壤威脅	
土壤侵蝕	在整個生長季，免耕保持穩定的土壤結構，改善了團粒穩定性，並防止土壤侵蝕（Chen, 2016）。
養分失衡及養分循環	由於殘體的放回，免耕增加總氮量、有效氮、磷和鉀在土壤表面的累積（Li et al., 011）。
土壤鹽化和鹼化	免耕沒有顯著影響土壤的化學特性參數，如土壤 pH 值（Li et al., 2012）。
土壤酸化	免耕沒有顯著影響土壤化學特性參數，如土壤 pH 值（Li et al., 2012）。
土壤生物多樣性損失	免耕做法可能有助於改善表層土壤的微生物特性，但或許不會造成微生物群落結構的轉換（Sun et al., 2016）。
土壤水分管理	由於作物殘體保留在地表，以及較少翻土，免耕可提高土壤 0~10 公分層的含水量（Chen et al., 2014）。

6.3. 產量增加（如食物、燃料、飼料、木材）

與慣行耕作相比，免耕有較高的玉米穀粒產量、土壤碳 / 氮比和土壤水分，而土壤溫度和發苗率則較低（Zhang et al., 2015）。

免耕（30 公斤 / 公頃）比慣行耕犁（230 公斤 / 公頃）消耗的燃料更少，有助於減少溫室氣體排放（Wei, Liang and McLaughlin, 未發表）。

6.4. 緩解和適應氣候變遷

免耕是溫室氣體的匯（sink），緩解的二氧化碳當量為 1.90 噸 / 公頃 / 年（Huang *et al.*, 2011）。

在颱風情況下，與慣行耕作相比，免耕的倒伏率明顯較低（Liang et al., 2017）。在極端乾旱情況下，免耕因為土壤含水量較高，在產量方面有明顯優勢（Zhang, 2019）。結果亦顯示，從整體生態系統的角度而言，免耕可以減輕乾旱對土壤功能的影響（Zhang et al., 2019）。

6.5. 社會經濟效益

與慣行耕作相比，免耕的玉米獲利力提高 15.9%，大豆獲利力提高 62.9%（Fan et al., 2012）。這可能是由於豆科作物比穀類作物擁有更高的殘留氮（residue nitrogen），而大豆種植增加的土壤氮含量是讓玉米產量提高的因素之一（Gentry et al., 2001）。免耕地區的燃料和勞動力成本較低，也進而提高了社會經濟效益（圖 12）（Fan et al., 2012）。

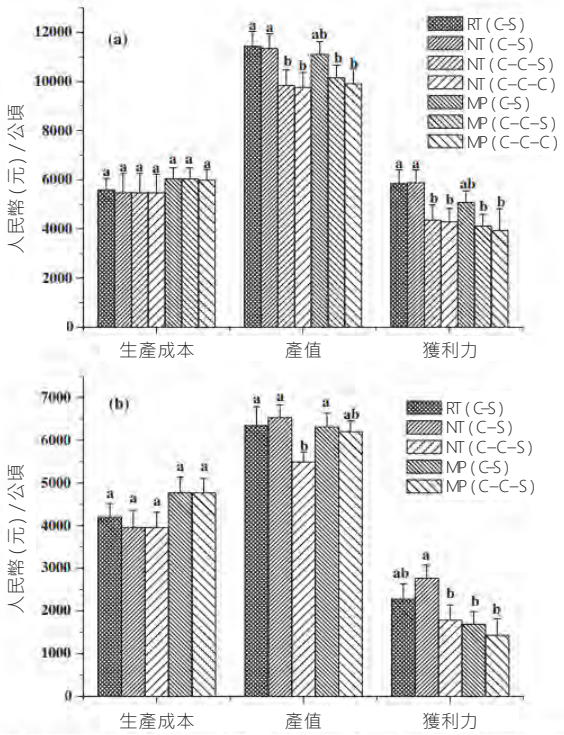


圖 12. 玉米（a）和大豆（b）的平均作物生產成本、產值和獲利力
（a）和（b）於 2002~2009 年在中國吉林省德惠市實驗站，採用不同耕犁和輪作措施的處理。C= 玉米，S= 大豆，RT= 壟作（ridge tillage），NT= 免耕，MP= 板犁耕作

7. 該措施的潛在缺點

7.1. 權衡對土壤功能的其他威脅

表 40. 土壤威脅

土壤威脅	
土壤侵蝕	在所有生長季，與慣行耕犁相比，免耕減少逕流、泥沙流動次數，以及侵蝕模數（erosion modulus）（Chen, 2016）。
養分的失衡和循環	免耕地表與地下土壤中的有效氮、磷和鉀存在顯著差異。然而，在耕犁層（0~30 公分）中的有效養分在免耕和慣行耕犁之間沒有顯著差異（Li et al., 2011）。
土壤鹽化和鹼化	與慣行耕犁相比，免耕沒有明顯影響土壤 pH 值（Li et al., 2012）。
土壤沾染 / 汙染	免耕表層土壤的自營性硝化作用速率和 *Naut/INH4* 比率明顯高於慣行耕犁表層土壤。因此，長期免耕比慣行耕犁更容易增加硝酸根（NO3 ）淋洗和氧化亞氮排放的風險（Liu et al., 2017），進而造成地下水汙染。
土壤酸化	與慣行耕犁相比，免耕沒有明顯影響土壤 pH 值（Li et al., 2012）。
土壤生物多樣性損失	免耕改善深度 0~5 公分土壤中的微生物豐富度（總豐富度、真菌豐富度和細菌豐富度），但在深度 0~5 公分的土壤中，免耕無法提高真菌 / 細菌比率，而在深度 5 公分以下的較深層土壤中，真菌 / 細菌比率低於慣行耕犁（Sun et al., 2016）。
土壤壓實	由於耕犁強度不同，免耕土壤的容積密度和穿刺阻力高於慣行耕犁土壤（Chen et al., 2014）。
土壤水分管理	免耕土壤中 0~10 公分層的土壤含水量明顯高於慣行耕犁土壤（Chen et al., 2014）。

7.2. 溫室氣體排放量增加

慣行耕犁的土壤二氧化碳年排放量比免耕高 7.8%（Jia et al., 2015）。慣行耕犁是溫室氣體的來源，速率為 6.0 噸 / 公頃 / 年（二氧化碳當量）（Huang et al., 2011）。

7.3. 與其他措施的衝突

在決定採用免耕或慣行耕作時，農民考慮較多的是短期經濟效益，而非長期的生態和永續性效益。農民對生態和環境的意識有待提高（Li, 2018）。

7.4. 產量減少（如食物、燃料、飼料、木材、纖維）

長期免耕有一些限制因素，例如，土壤養分的分層化、機械壓實和雜草壓力增加，這些都會限制是否採用免耕管理（Wang et al., 2020）。然而，根據 12 年耕犁實驗的分析結果顯示，與慣行耕犁相比，免耕有助於土壤養分和土壤水分供應，提高玉米產量，尤其是在乾旱條件下（Zhang et al., 2015）。

7.5. 其他衝突

與慣行耕犁相比，免耕使用的田間設備更重、更貴，因此更需適當的設備調整以及較妥善的管理。免耕也挑戰著當地農民的傳統思維。

8. 實行該措施前的建議

該研究建議須制定相關的農村社會教育計畫，以提高農民對免耕技術效益的認可程度，加強對技術服務實體的獎勵機制，包括提高免耕技術服務的供應能力，並優化免耕技術的支援體系（Zhang et al., 2020）。

9. 採用該措施的潛在障礙

表 41. 採用該措施的潛在障礙

障礙	有 / 無	
文化	有	慣行耕犁措施已有很長的歷史（200~300 年），農民需要時間才能接受新技術，如免耕。農民的年齡對是否採用免耕技術有顯著的負面影響（Zhang et al., 2020）。

障礙	有 / 無	
社會	無	結果顯示，在環境、社會和經濟方面，免耕比慣行耕作帶來更多好處（Li et al., 2015）。
經濟	無	結果顯示，在生態環境、社會和經濟方面，免耕比慣行耕作帶來更多好處（Li et al., 2015）。
法律（土地權利）	無	在土壤政策和法規中，採用免耕已列為優先事項[2]。
知識	無	中國有許多關於免耕和慣行耕作措施的研究（Zhao et al., 2015）。
自然資源	無	東北平原以濕潤黑沃土（Udolls，美國土壤分類學）為主，為中國農作物生產的重要基地。黑土在中國通常稱為「土王」，是非常珍貴的國家土地資源（Liang et al., 2009）。

照片

照片 21. 中國東北地區的免耕措施，東北地理與農業生態研究所

[2]http://www.moa.gov.cn/nybgb/2017/dqq/201801/t20180103_6133926.htm

參考文獻

Chen, Q. 2016. *Seasonal variation of the Mollisols physical and chemical properties in different tillage systems*. Northeast Institute of Geography and Agricultural Ecology, Chinese Academy of Sciences. (PhD dissertation)

Chen, X.W., Liang, A.Z., Jia, S.X., Zhang, X.P. & Wei, S.C. 2014. Impact of tillage on physical characteristics in a Mollisol of Northeast China. *Plant Soil and Environment*, 60(7): 309-313. https://doi.org/10.17221/245/2014-PSE

Chen, X.W., Chang, L., Liang, A.Z., Wu, D.H., Zhang, X.P. & Yang, X.M. 2018. Earthworm positively influences large macropores under extreme drought conditions and conservation tillage in a Chinese Mollisol. *Applied Ecology and Environmental Research*, 16(1): 663-675. http://dx.doi.org/10.15666/aeer/1601_663675

Fan, R.Q., Zhang, X.P., Liang, A.Z., Shi, X.H., Chen, X.W., Bao, K.S., Yang, X.M. & Jia, S.X. 2012. Tillage and rotation effects on crop yield and profitability on a black soil in Northeast China. *Canadian Journal of Soil Science, 92*(3): 463-470. https://doi.org/10.4141/cjss2010-020

Gentry, L.E., Below, F.E., David, M.B. & Bergerou, J.A. 2001. Source of the soybean N credit in maize production. *Plant and Soil*, 236: 175–184. https://doi.org/10.1023/A:1012707617126

Huang, J.X., Chen, Y.Q., Liu, W.R., Zheng, H.B., Sui, P., Li, Y.Y., Shi, X.P., Nie, S.W. & Gao, W.S. 2011. Effect on net greenhouse gases emission under different conservation tillages in Jilin province [In Chinese]. *Scientia Agricultura Sinica*, *44*(14): 2935-2942.

Jia, S.X., Zhang, X.P., Chen, X.W., McLaughlin, N., Zhang, S.X., Wei S.C., Sun, B.J. & Liang, A.Z. 2016. Long-term conservation tillage influences the soil microbial community and its contribution to soil CO_2 emissions in a Mollisol in Northeast China. *Journal of Soil and Sediments,* 16(1): 1-12. https://doi.org/10.1007/s11368-015-1158-7

Li, W.F., Liang, A.Z., Zhang, X.P., Shi, X.H., Shen, Y., Fan, R.Q. & Yang, X.M. 2011. Short-term effects of no-tillage on soil organic C and N and available nutrients in black soil of Northeast China [In Chinese]. *Chinese Journal of Soil Science*, 3: 158-163.

Li, L.J., You, M.Y., Shi, H.A. & Han, X.Z. 2012. Short-term tillage influences microbial properties of a Mollisol in Northeast China. *Journal of Food Agriculture and Environment*, 10(10): 1433-1436.

Li, G.Z. 2018. Factors influencing on farmers' willingness to accept the straw to field: cases in Heilongjiang province [In Chinese]. *Journal of Arid Land Resources and Environment*, 6: 31-36.

Li, Y.Y., Liu, S.Y., Shan, C.Y. & Ji, Y.Q. 2015. Framework for comprehensive benefit assessment on conservation tillage and its application [In Chinese]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 31(15): 48-54.

Liang A.Z., Zhang X.P., Fang H.J. & Yang X.M. 2007. Short-term effects of tillage practices on soil organic carbon for a clay loam soil in Northeast China. *Pedosphere*, 17(5): 619-623. https://doi.org/10.1016/S1002-0160(07)60073-3

Liang, A.Z., Zhang, X.P., Yang, X.M., McLaughlin, N. & Li, W.F. 2009. Estimation of total erosion in cultivated black soils in northeast China from vertical profiles of soil organic carbon. *European Journal of Soil Science*, 60(2): 223-229. https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2008.01100.x

Liang, A.Z., Yang, X.M., Zhang, X.P., Chen, X.W., McLaughlin, N., Wei S.C., Zhang, Y., Jia, S.X. & Zhang, S.X. 2016. Changes in soil organic carbon stocks under 10-year conservation tillage on a black soil in northeast China. *Journal of Agricultural Science*, 154(08): 1425-1436. https://doi.org/10.1017/S002185961500132X

Liang, A.Z., Zhai, Z.L., McLaughlin, N., Yang, X.M., Zhang, X.P., Chen, X.W., Sun, B.J. & Zhang, Y. 2017. Lodging in corn varies with tillage and crop rotation: a case study after typhoon Bolaven pummeling over the black soil zeon in Northeast China. *Pakistan Journal of Agricultural Sciences*, 54(3): 539-545.

Liang A.Z., Zhang Y., Zhang X.P., Yang, X.M., McLaughlin N.B., Chen X.W., Guo Y.F., Jia S.X., Zhang S.X., Wang L.X. & Tang J.W. 2019. Investigations of relationships among aggregate pore structure, microbial biomass, and soil organic carbon in a Mollisol using combined non-destructive measurements and phospholipid fatty acid analysis. *Soil & Tillage Research*, 185: 94-101. https://doi.org/10.1016/j.still.2018.09.003

Liu, E.K., Zhao, B.Q., Mei, X.R., So, H.B., Li, J. & Li, X.Y. 2010. Effects of no-tillage management on soil biochemical characteristics in northern China. *Journal of Agricultural Science*, 148: 217–223. https://doi.org/10.1017/S0021859609990463

Liu, S.Y., Zhang, X.P., Zhao, J., Zhang, J.B., Christoph, M. & Cai, Z.C. 2017. Effects of long-term no tillage treatment on gross soil N transformations in black soil in Northeast China. *Geoderma*, 301: 42-46. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.04.008

Ministry of Agriculture and Rural Affairs of the People's Republic of China. 2017. Northeast black soil protection planning outline (2017-2030) [Online]. [Cited 28 May 2020]. https://www.moa.gov.cn/nybgb/2017/dqq/201801/t20180103_6133926.htm

Sun,B.J., Jia, S.X., Zhang, S.X., McLaughlin, N., Zhang, X.P., Liang, A.Z., Chen, X.W., Wei S.C. & Liu, S.Y. 2016. Tillage, seasonal and depths effects on soil microbial properties in black soil of Northeast China. *Soil & Tillage Research*, 155: 421-428. https://doi.org/10.1016/j.still.2015.09.014

Sun B.J., Chen X.W., Zhang X.P., Liang A.Z., Whalen J.K. & McLaughlin N.B. 2020. Greater fungal and bacterial biomass in soil large macropores under no-tillage than mouldboard ploughing. *European Journal of Soil Biology*, 97: 103155. https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2020.103155

Wang, X., Qi, J.Y., Liu, B.Y., Kan, Z.R., Zhao, X., Xiao, X.P. & Zhang, H.L. 2020. Strategic tillage effects on soil properties and agricultural productivity in the paddies of Southern China. *Land Degradation and Development*, 1-10. https://doi.org/10.1002/ldr.3519

Wei, S.C., Liang, A.Z. & McLaughlin, N. 2020. Greenhouse gas emissions and carbon footprint of tillage practices and cropping systems in rainfed black soils of Northeast China. (unpublished)

Xu, X.Z., Xu, Y., Chen, S.C., Xu, S.G., & Zhang, H.W. 2010. Soil loss and conservation in the black soil region of northeast china: a retrospective study. *Environmental Science & Policy*, 13(8): 793-800. https://doi.org/10.1016/j.envsci.2010.07.004

Yang, Y., Mohammat, A., Feng, J.M., Zhou, R. & Fang, J.Y. 2007. Storage, patterns and environmental controls of soil organic carbon in China. *Biogeochemistry*, 84(2): 131–141. https://doi.org/10.1007/s10533-007-9109-z

Zhao, X., Zhang, R., Xue, J.F., Zhang, X.Q. & Zhang, H.L. 2015. Management-induced changes to soil organic carbon in china: a meta-analysis. *Advances in Agronomy*, 134: 1-50. https://doi.org/10.1016/bs.agron.2015.06.002

Zhang, B., Liang, A.Z., Wei, Z.B. & Ding, X.L. 2019. No-tillage leads to a higher resistance but a lower resilience of soil multifunctionality than ridge tillage in response to dry-wet disturbances. *Soil & Tillage Research*, 195: 104376. https://doi.org/10.1016/j.still.2019.104376

Zhang, J.B., Song, C.C. & Yang, W.Y. 2007. Tillage effects on soil carbon fractions in the Sanjiang Plain, Northeast China. *Soil & Tillage Research*, 93(1): 102–108. https://doi.org/10.1016/j.still.2006.03.014

Zhang, S.X., Li, Q., Zhang, X.P., Wei, K., Chen, L.J. & Liang, W.J. 2012. Effects of conservation tillage on soil aggregation and aggregate binding agents in black soil of Northeast China. *Soil & Tillage Research*, 124: 196-202. https://doi.org/10.1016/j.still.2012.06.007

Zhang S.X., Cui S.Y., Gong X.M., Chang L., Jia S.X., Yang X.M., Wu D.H. & Zhang X.P. 2016. Effects of gamma irradiation on soil biological communities and C and N pools in a clay loam soil. *Applied Soil Ecology*, 108: 352-360. https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2016.09.007

Zhang, W.L. 2019. *The soil respiration and its factors under different tillages*. Northeast Institute of Geography and Agricultural Ecology, Chinese Academy of Sciences. (Master dissertation)

Zhang, Y., Li, X.J., Gregorich, E., McLaughlin, N., Zhang, X.P., Guo, Y.F., Liang, A.Z., Fan, R.Q. & Sun, B.J. 2018. No-tillage with continuous maize cropping enhances soil aggregation and organic carbon storage in Northeast China. *Geoderma*, 330: 204-211.

Zhang, Y., Li, X.J., Gregorich, E., McLaughlin, N., Zhang, X.P., Guo, Y.F. & Liang, A.Z. 2019. Evaluating storage and pool size of soil organic carbon in degraded soils: tillage effects when crop residue is returned. *Soil & Tillage Research*, 192: 215-221. https://doi.org/10.1016/j.still.2019.05.013

Zhang, Y., Li, X.J., Gregorich, E., McLaughlin, N., Zhang, X.P., Guo, Y.F., Gao Y. & Liang, A.Z. 2020. Tillage and cropping effects on soil organic carbon: biodegradation and storage in density and size fractions. *European Journal of Soil Science*, 1-12. https://doi.org/10.1111/ejss.12949

Zhang, Y.Q., Tian, Y. & Wang, Y. 2020. Farmers' adoption behaviors of conservation tillage technology from the perspective of farmers' cognition: A case study of Heilongjiang [In Chinese]. *Research of Agricultural Modernization*, 2020, 41(2): 275-284.

Zhou, G.Y., Zhang, X.P., Fan, R.Q., Liang, A.Z., Huang, D.D. & Yang, X.M. 2015. No-tillage effects on corn and soybean yield and profitability: based on a long-term field trial of black soil in Northeast China [In Chinese]. *Journal of Jilin Agricultural University*, 37(3): 260-267.

Zhou, Y., Hartemink, A.E., Shi, Z., Liang, Z., & Lu, Y. 2018. Land use and climate change effects on soil organic carbon in North and Northeast China. *Science of the Total Environment*, 647: 1230-1238. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.016

11. 泰國華富里府地區使用稻稈敷蓋、木炭和免耕對玉米的影響

Naruo Matsumoto[1], Wanida Nobuntou[2], Nongluck Punlai[3], Suphakarn Luanmanee[2]

[1] Japan International Research Center for Agricultural Sciences, Japan
日本國際農業科學研究中心

[2] Soil Science Research Group, Department of Agriculture, Thailand
泰國農業部土壤科學研究團隊

[3] Lopburi Seed Research and Development Center, Department of Agriculture, Thailand
泰國農業部華富里種子研究與發展中心

1. 相關措施

免耕、添加有機物（稻稈敷蓋、施用炭化稻殼）

2. 案例研究說明

泰國的水稻田和高地作物田佔地分別為 1100 萬公頃和 490 萬公頃。2018 年，玉米種植面積為 110 萬公頃（農業經濟辦公室，Office of Agricultural Economics, 2019）。泰國農民在種植玉米時通常不添加有機物，而是施用化肥和進行慣行耕犁。為了實現永續作物生產，必須要開發技術來提高土壤肥力。2011~2015 年，泰國農業部華富里府的種子研究與發展中心進行一項田間實驗，探討施用稻稈敷蓋和炭化稻殼，以及採用免耕栽培對土壤性質（如土壤有機碳含量）的影響。主要作物是玉米。根據兩個不同的標準，進行五種實驗處理：（1）投入有機物的類型（稻稈敷蓋、炭化稻殼、無投入有機物）和（2）耕犁和免耕栽培（表 42）。各實驗處理採用化學施肥，並將玉米蒿桿回添土壤中。

表 42. 2011~2015 年不同實驗處理之研究樣區

實驗處理編號	添加有機物	耕犁
NoT	無添加有機物	耕犁栽培
NoNT	無添加有機物	免耕栽培
RST	稻稈敷蓋（3.1 噸乾物質 / 公頃 / 年）	耕犁栽培
RSNT	稻稈敷蓋（3.1 噸乾物質 / 公頃 / 年）	免耕栽培
RHCT	施用炭化稻殼（3.1 噸乾物質 / 公頃 / 年）	耕犁栽培
RHCNT	施用炭化稻殼（3.1 噸乾物質 / 公頃 / 年）	免耕栽培

3. 案例研究背景

該研究於 2011~2015 年於泰國華富里府的高地進行。土壤類型為極育土（美國農業部分類法），為壤土質地。研究地點是熱帶稀樹草原氣候，年平均溫度為 29.4℃，年平均降水量為 1221 毫米。

4. 擴大規模的可能性

東南亞的稻稈產量相對較高，原因是水稻為該地區主要生產的作物之一。因此，稻稈敷蓋理論上可以應用在多數的高地作物田中。然而，由於稻殼產量不大，多數高地作物區難以施用炭化稻殼。所有地區都可以採行免耕栽培。

5. 對土壤有機碳庫存的衝擊

從 2011~2015 年，每年在耕犁前和收穫時，採集所有處理樣區深度 0~15 公分的土壤樣本。土壤樣本的有機碳含量以 Walkley-Black 方法進行分析。2010 年，使用 100 毫升的罐子，採集所有處理樣區深度 0~10 公分和 10~20 公分的土壤樣本，並測量土壤容積密度。利用土壤有機碳儲量和土壤容積密度（為調整深度 0~15 公分，計算

為 2 / 3 × 0~10 公分的容積密度 + 1 / 3 × 10~20 公分的容積密度）估計 0~15 公分的土壤有機碳儲量。

2011 年所有處理樣區的土壤有機碳含量範圍為 6.9~8.1 克碳 / 公斤， 2015 年為 7.9~10.0 克碳 / 公斤。2010 年所有處理樣區深度 0~15 公分的土壤容積密度範圍為 1.50~1.60 克 / 立方公分。利用 5 年的土壤有機碳儲量資料，透過線性回歸估計土壤有機碳儲量變化（額外的碳儲量潛力）。

使用稻稈敷蓋的碳儲量比不添加有機物高。與不添加有機物相比，耕犁和不耕犁時分別增加 0.49 和 0.40噸 / 公頃 / 年（等於 0.98 減去 0.49 和 0.98 減去 0.58）。此外，與不添加有機物相比，在耕犁和不耕犁的情況下，施用炭化稻殼的碳儲量分別增加 0.22和 0.01（等於 0.71 減去 0.49 和 0.59 減去 0.58）噸碳 / 公頃 / 年（表 43）。

施用稻稈敷蓋對碳儲量的效果比炭化稻殼更好。炭化稻殼的有機碳含量增加有限（只有 3%）。較高的碳庫存基準線可以解釋在免耕栽培下，炭化稻殼的碳儲量並無增加（0.01 噸碳 / 公頃 / 年）。

在沒有投入有機物的情況下，免耕栽培的額外碳儲量增加0.09（等於0.58減去 0.49）噸碳 / 公頃 / 年；稻稈敷蓋增加 0.00（等於 0.98 減去 0.98）噸碳 / 公頃 / 年；炭化稻殼增加 -0.12（等於 0.59 減去 0.71）噸碳 / 公頃 / 年，耕犁和免耕栽培之間沒有明顯差異（表 43）。碳儲量增加的原因有待探討。

表 43. 2011~2015 年泰國華富里府 0~15 公分處研究樣區的土壤有機碳庫存變化情形

實驗處理	2011 年基準線碳庫存（噸碳 / 公頃）	額外的碳儲量（噸碳 / 公頃 / 年）
NoT	16.1 ±1.2	0.49 ±0.25
NoNT	16.1 ±0.9	0.58 ±0.17
RST	17.2 ±0.5	0.98 ±0.30
RSNT	19.0 ±2.0	0.98 ±0.84
RHCT	16.4 ±0.6	0.71 ±0.55
RHCNT	18.8 ±2.1	0.59 ±0.43

資料來源：改編自 Matsumoto 等人（2020, submitted）

土壤類型為極育土，氣候為熱帶濕潤氣候（根據政府間氣候變化專門委員會）。基準線碳庫存在 2011 年實驗開始時測量，為在實行往常措施下所測得的「二氧化碳排放基線」（business as usual, BAU）（無投入有機物和耕犁栽培）。無添加有機物（No）、添加稻殼（RS）、添加炭化稻殼（RHC）、耕犁（T）和免耕（NT）指的是表 43 中的不同處理方式。數值是三個數值的平均值（n=3）+/- 標準差

稻稈敷蓋 1.36 噸碳 / 公頃 / 年 (=3.1 噸乾物質 / 公頃 / 年 × 43.5% 稻稈碳含量)，與五年內不添加有機物相比，耕犁和未耕犁土壤的碳儲量顯著增加，分別為 0.49 和 0.40 噸碳 / 公頃 / 年。此結果顯示，大量碳投入增加土壤碳含量。然而，尚需對土壤中稻稈有機物的動態情形進行更詳細的分析。

炭化稻殼造成較少的碳累積。不過，此研究案例僅分析土壤有機碳，應另行研究總碳量，以更瞭解添加稻殼後的碳動態情形。事實上，木炭 (生物炭) 在土壤中的存在形式與有機物不同，原因是木炭不會被土壤動物群和微生物分解，而且在土壤中的形式不會改變。木炭在土壤中的存在方式需要予以分析。

一般而言，免耕栽培比較不會破壞土壤結構，因此有助於增加土壤碳含量。不過在此案例研究中，碳儲量並沒有增加。根據我們的觀察，即使在免耕栽培中，實驗田塊的土壤團粒形成較小。若要瞭解免耕栽培的土壤有機物動態變化，可以應透過測量有機物的分解潛力和微生物活動等方式。

6. 該措施的其他效益

6.1. 改善土壤性質

稻稈敷蓋和添加炭化稻殼時，土壤中的交換性鉀含量較高，且土壤 pH 值略高。不過與添加有機物相比，有效磷、交換性錳和交換性鈣沒有變化。

稻稈敷蓋的土壤氮含量可能會更高，因為較多的碳輸入有助於增加微生物生物量，吸收土壤中更多的有效氮。添加稻稈敷蓋和炭化稻殼後，土壤的陽離子交換能力和二氧化矽含量可能更高，但沒有予以分析。

一般而言，土壤容積密度會隨著添加有機物或採用免耕栽培後改善。不過在本研究案例中，土壤容積密度沒有顯助改善，可能是因為試驗只有為期五年，試驗時間太短。

稻稈敷蓋增加土壤動物群的密度和多樣性。部分中型動物以分解稻稈和稻稈上的真菌為食，中型動物的捕食者則會捕食另一種中型動物。在稻稈敷蓋下，部分中型動物的生物多樣性高，原因是稻稈敷蓋提供中型動物所需的棲息地 (Kawarazaki et al., 2019)。

6.2. 最小化對土壤功能的威脅

表 44. 土壤威脅

土壤威脅	
養分的失衡和循環	稻稈敷蓋和添加炭化稻殼有助於改善土壤的養分平衡。不過，免耕栽培對養分改善沒有影響（原因不明）。
土壤生物多樣性損失	土壤動物群在稻稈敷蓋下增加，原因是土壤動物群以真菌為食，真菌會在稻稈上生長。在免耕栽培下，土壤動物群沒有增加。
土壤水分管理	根據我們的觀察（非測量資料），玉米早期生長期間，稻稈敷蓋有助於土壤保水。免耕栽培對土壤保水的影響尚不清楚。

6.3. 產量增加（如食物、燃料、飼料、木材）

添加稻稈敷蓋讓玉米產量增加 8%，使用炭化稻殼增加 4%，但免耕栽培的玉米產量減少 6%（圖 13）。

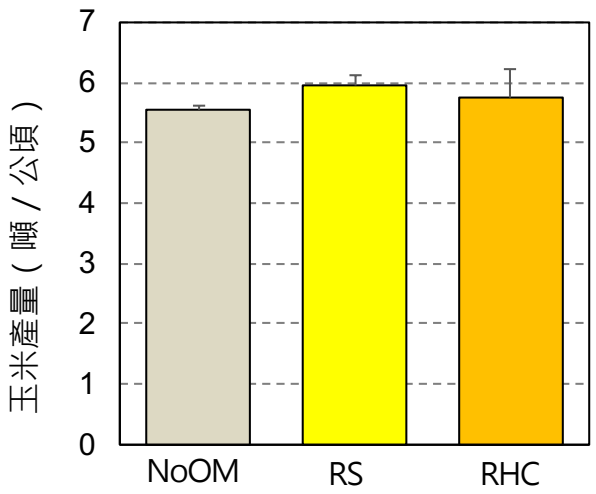


圖 13. 2011~2015 年在泰國進行的田間實驗中，未添加有機物（NoOM）、稻稈敷蓋（RS）和添加炭化稻殼（RHC）下的玉米產量

實驗中施用化肥，並添加玉米蒿桿。誤差線為標準誤差。

6.4. 緩解和適應氣候變遷

土壤有機碳隨著稻稈敷蓋增加，這有助於清除大氣中的二氧化碳。在有氧條件下，高地田地可能不會排放甲烷。氧化亞氮排放可能不會受到添加有機物投入或免耕栽培影響，原因是與施用化學肥料相比，添加有機物帶來的額外氮量非常少，而且在耕犁和免耕栽培之間沒有差別。

6.5. 社會經濟效益

稻稈和炭化稻殼供應系統，如收集、運輸、生產炭化稻殼、製造和維護炭化稻殼施等，有助於促進經濟活動。

另外，免耕栽培下的雜草管理需要投入勞力。由於泰國因經濟發展，出現各種產業，許多產業需要勞工。除工業領域引進機械化外，農業領域也不斷引進機械化。

6.6. 該措施的其他效益

推廣添加稻稈有助於減少空氣汙染。一般而言，農民在田間焚燒稻稈有助於減少昆蟲量，並防止稻稈在耕犁時纏住。根據我們 2005 年的調查顯示，泰國東北部焚燒的稻稈達 20%（Matsumoto et al., 2011）。根據 Gadde、Menke 和 Wassmann（2009）的報告顯示，焚燒的稻稈達一半。Sritoth（2007）的報告則指出，焚燒的稻稈佔 10%。

7. 該措施的潛在缺點

7.1. 權衡對土壤功能的其他威脅

表 45. 土壤威脅

土壤威脅	
土壤汙染	在稻稈敷蓋或添加炭化稻殼期間，可能會積累重金屬，此時重金屬會被稻田中的水稻吸收。

7.2. 溫室氣體排放量增加

當稻稈敷蓋和添加炭化稻殼變得普及時，稻稈和稻殼的收集量和運輸量就會增加，而溫室氣體排放也會因為燃燒燃料而增加。生產炭化稻殼也需要消耗燃料。此外，生產炭化稻殼也需消耗燃料。包括收集和生產過程在內的溫室氣體排放總量正在減少，但必須注意長距離運輸。

7.3. 與其他措施的衝突

稻稈也會做為動物飼料，因此必須考慮是否會與動物飼料供應發生衝突。根據 2003~2005 年針對泰國東北部農民進行的實地調查（Matsumoto et al., 2011），水稻農民在收割水稻時會切割上層稻稈，而切割的上層稻稈重量佔總稻稈的 50%。56% 的上層稻稈用於動物飼料，32% 返回稻田，4% 用於燃燒（圖 14）。而下層稻稈在收割後會留在稻田裡（62%）和予以焚燒（36%）（圖 14）。焚燒稻稈量占稻稈的 20%，可用於高地的作物田，當作稻稈敷蓋。若高地作物田的農民對稻稈敷蓋的需求量增加，就會與動物飼料供應發生衝突，或減少返回稻田裡的稻稈數量，進而導致稻田土壤的有機物含量下降。農民在 2003~2005 年間大量飼養牛隻，稻稈為牛隻的主要飼料。在水稻收穫後，農民會放牛到稻田裡吃水稻雜草和稻稈。在 2020 年，稻稈的使用情形正在變化，機械收割水稻，生質能產業增加，和飼養牛隻時大多使用濃縮飼料。因此，稻稈的使用情況需進行調查，以瞭解目前使用有機物的條件。

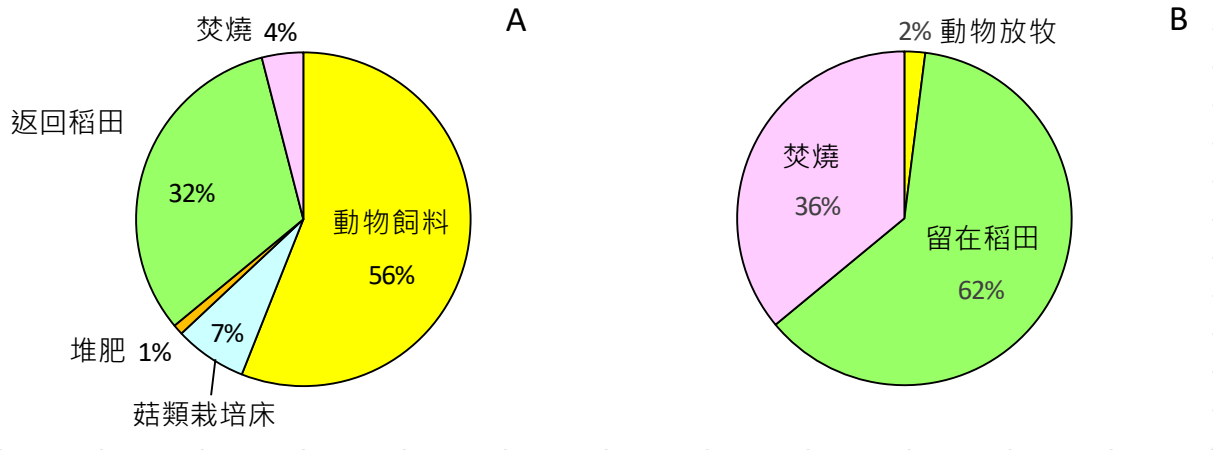


圖 14. 2003~2005 年泰國東北部稻稈的使用情形

針對農民進行實地調查與採訪：

A：收割水稻時，利用割下來的上層稻稈。B：收割水稻後，利用留在稻田裡的下層稻稈。上層切割稻稈的乾物質重量為總稻稈 50%（資料來自 Matsumoto et al., 2011）。

7.4. 產量減少（如食物、燃料、飼料、木材、纖維）

免耕栽培的玉米產量比耕犁栽培的玉米產量少 6%（圖 15）。

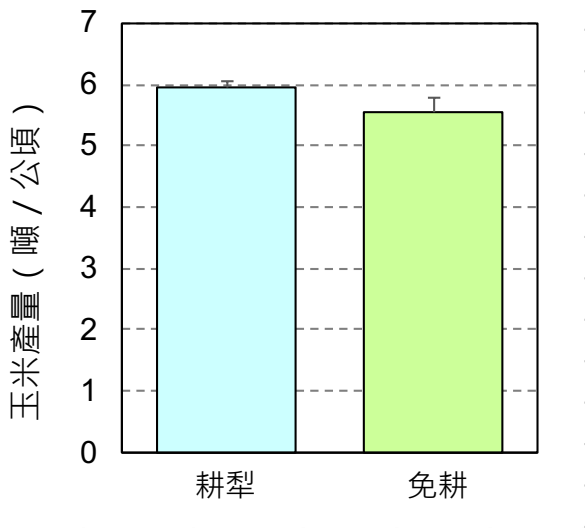


圖 15. 2011~2015 年泰國的田間實驗中，耕犁和免耕的玉米產量

實驗中施用化肥，並添加玉米蒿桿。誤差線對應為標準誤差。

7.5. 其他衝突

當生物質能源產業使用稻稈和稻殼作為原料時，應考慮原料供應的衝突。

8. 實行該措施前的建議

建立收集、運輸和供應稻稈的系統為推廣使用稻稈敷蓋的必要條件。

9. 採用該措施的潛在障礙

表 46. 採用該措施的潛在障礙

障礙	有 / 無	
生物物理	有	在農田使用稻稈敷蓋會與動物飼料供應發生衝突。推廣該地區生產牧草可能有助於減少衝突。生產炭化稻殼會與生質能產業發生衝突。儘管炭化稻殼的產量不大，但炭化稻殼中的穩定碳仍留在土壤中，增加土壤中的碳儲量。
社會	有	建立稻稈供應系統，以利在稻米田裡添加稻稈敷蓋物。
經濟	有	玉米產量的收入增加 8% 應大於購買稻稈和敷蓋勞動的成本。添加炭化稻殼亦同，收入應高於成本。在免耕栽培中，免耕成本減少幅度應大於收入減少的幅度。
知識	有	農民不太瞭解在玉米田敷蓋稻稈。對添加炭化稻殼也一樣不熟。必須要延長施用時間和數量。免耕栽培的應用也需要擴大，如雜草管理、播種和施肥技術等。

照片

照片 22. 2005 年，泰國東北部的稻農在收割水稻

農民將上層稻稈與穀粒一起割下（左）。割下的上層稻稈放置於稻田裡的脫粒墊上或附近（右）。

照片 23. 在泰國華富里府做為實驗田的玉米田，進行稻稈敷蓋、炭化稻殼、耕犁和免耕栽培的實驗

參考文獻

Gadde, B., Menke, C. & Wassmann, R. 2009. Rice straw as a renewable energy source in India, Thailand, and the Philippines: Overall potential and limitations for energy contribution and greenhouse gas mitigation. *Biomass and Bioenergy*, 33: 1532-1546. https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2009.07.018

Kawarazaki, H., Tabuchi, H., Matsumoto, N. & Minami, K. 2019. *Biodiversity of soil mesofauna under organic farming systems in Thailand.* 20th Annual Meeting of the Japanese Society of Organic Agriculture Science, Tokyo, Japan. (Japanese)

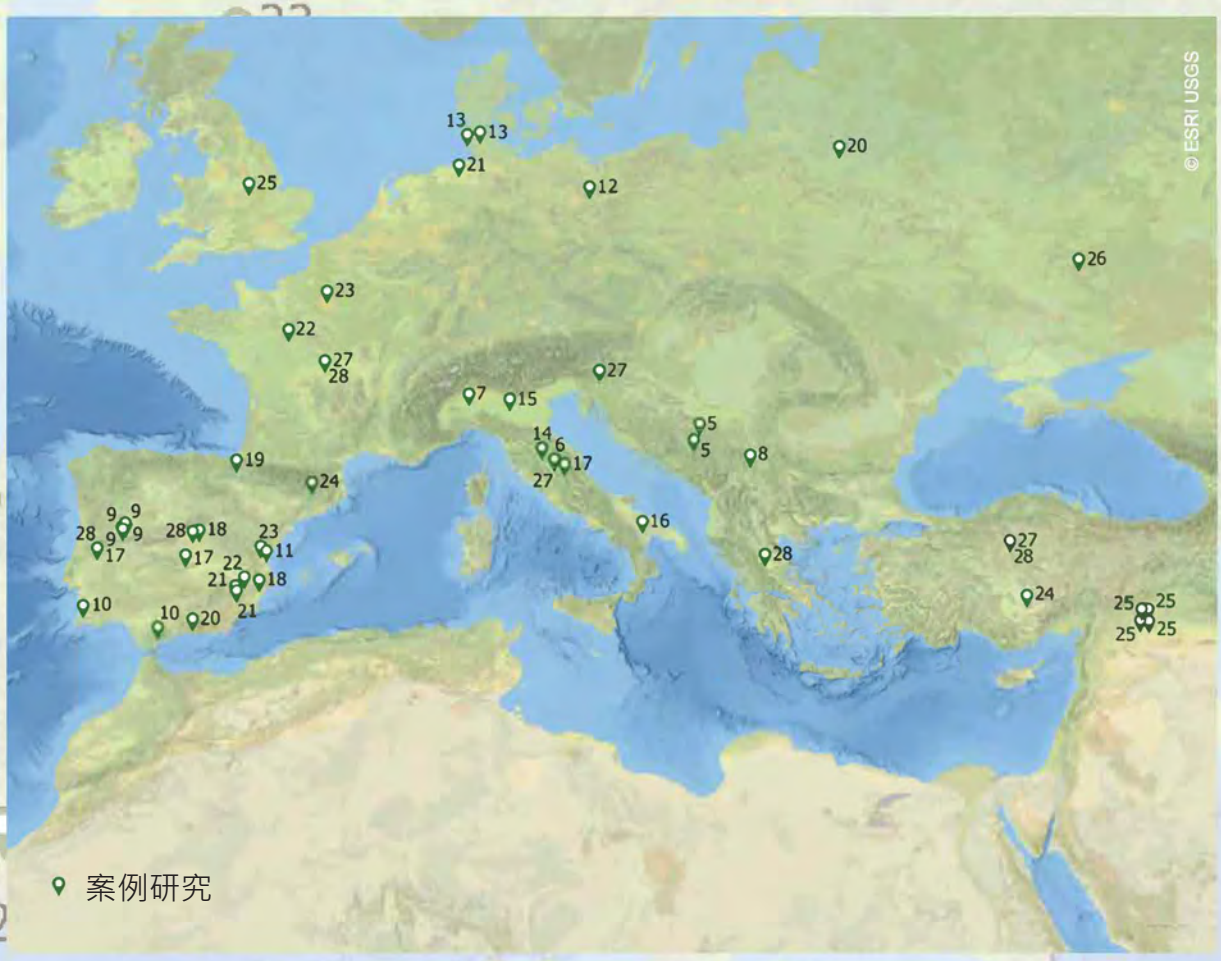
Matsumoto, N., Paisancharoen, K. & Mori, Y. 2011. Estimation of available biomass production of crop residues and food processing factories in Northeast Thailand (Japanese with English summary). *Journal of the Japanese Agricultural Systems Society*, 27(4): 167-178.

Matsumoto, N., Nobuntou, W., Punlai, N., Sugino, T., Rujikun, P., Luanmanee, S. & Kawamura, K. 2020. Soil carbon sequestration on a maize-mung bean field with rice straw mulch, no-tillage, and chemical fertilizer application in Thailand from 2011 to 2015. *Soil Science and Plant Nutrition*, 1–7. https://doi.org/10.1080/00380768.2020.1857660

Office of Agricultural Economics. 2019. *Agricultural Statistics of Thailand 2018.* Office of Agricultural Economics, Ministry of Agriculture and Cooperatives, Bangkok, Thailand.

Sritoth, K. 2007. Rice-sugarcane complex model. *In abstracts of the 4th Biomass-Asia Workshop*, Shah Alam, Malaysia, 20-22 November 2007, 48-55.

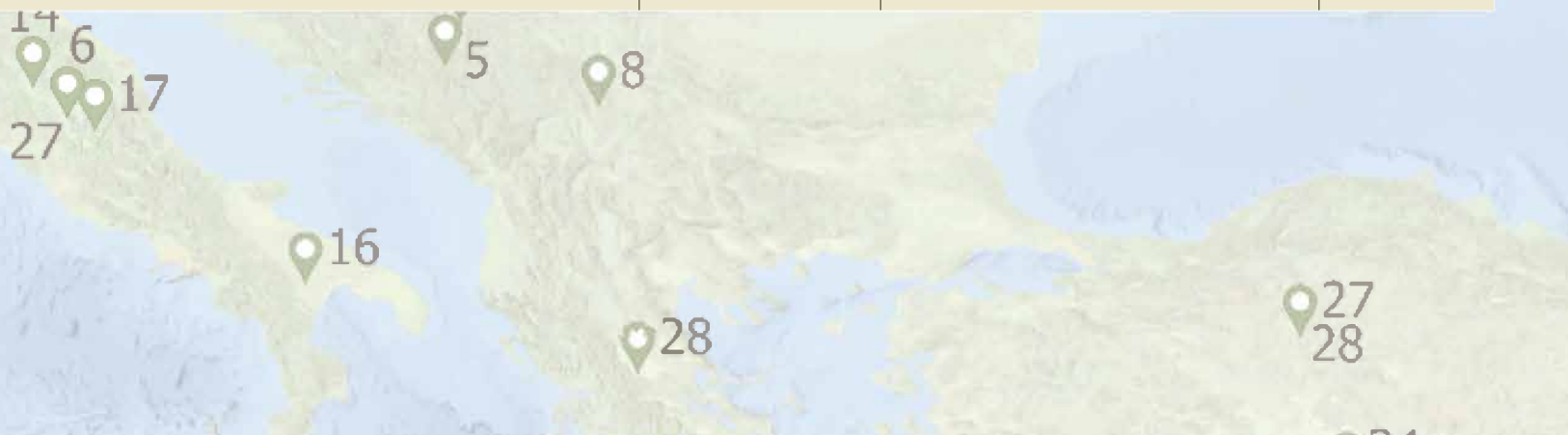
歐洲和歐亞大陸



案例研究編號	地區	標題	措施一	措施二	措施三	研究時間
12	歐洲	德國砂質土壤上糞肥處理的長期實驗	糞肥	有機施肥	礦物施肥	29
13	歐洲	德國避免從草原轉為耕地的土地利用變化	避免土地利用轉換			1~7
14	歐洲	葡萄種植中的生物炭挑戰：義大利中部的長期實驗	生物炭			1~10
15	歐洲	義大利北部的保育性農業措施	保育性農業	經改造的灌溉系統		5~20
16	歐洲	義大利巴西利卡塔省馬泰拉市的地中海橄欖園之永續管理	土壤覆蓋	免耕	經改造的灌溉系統	20
17	歐洲	西班牙、義大利和葡萄牙的地中海類稀樹草原的混農林牧草原系統	草地多樣化	混農林牧		4~37

案例研究編號	地區	標題	措施一	措施二	措施三	研究時間
18	歐洲	西班牙橄欖園和葡萄園（木本作物）的覆蓋耕作	覆蓋作物	間作	帶狀種植	2~4
19	歐洲	西班牙納瓦拉地區的灌溉和土壤有機碳固存	有機農作	灌溉	作物輪作	6~20
20	歐洲	西班牙格拉納達亞熱帶果園中敷蓋的應用	免耕	覆蓋物	階地	5
21	歐洲	西班牙少耕和免耕讓雨養杏仁田有地被植物並可播植覆蓋作物	免耕；少耕	覆蓋作物	有機農業	10
22	歐洲	西班牙橄欖園裡的生物炭和堆肥應用	生物炭	堆肥	有機農作	4
23	歐洲	地中海環境下的趨合農業	整合性農業			3

案例研究編號	地區	標題	措施一	措施二	措施三	研究時間
24	歐亞大陸	土耳其中部卡拉珀納爾醃製用甜瓜的生產情況	糞肥	混合農業		60
25	歐亞大陸	土耳其東南部哈蘭平原上灌溉的小麥–玉米–棉花輪作	作物輪作	經改造的灌溉系統		30
26	歐洲	烏克蘭黑土有機礦物質肥料施用	土壤肥力整合管理	覆蓋物		5
27	歐洲	實施行間有機管理以恢復葡萄園的土壤功能	堆肥	間作	覆蓋作物	2
28	歐亞大陸	地中海木本作物的覆蓋作物、有機改良劑和綜合管理措施	覆蓋作物	有機改良劑		各種 (<30)



12. 德國砂質土壤上糞肥處理的長期實驗

Ruth Ellerbrock, Meike Grosse

Leibniz Centre for Agricultural Landscape Research (ZALF), Müncheberg
德國萊布尼茲農業景觀研究中心（ZALF）

1. 相關措施

有機肥（糞肥、秸稈）、礦物肥

2. 案例研究說明

長期田間實驗「V140」（養分提升測試，Nhrstoffsteigerungsversuch）於 1963 年在一塊先前均勻耕種的耕地上進行，該地點現今是萊布尼茲農業地景研究中心（Leibniz Centre for Agricultural Landscape Research, ZALF）所在位置，該中心位於距離柏林東部約 50 公里的蒙克貝格（Mncheberg）。土壤樣本自 1963 年開始採集，並對土壤有機碳和總氮量進行分析。從 1982~1994 年，土壤樣本每隔一年進行採集並保存。

V140 是德國為數不多，但仍在進行的砂質土壤長期田間實驗之一。實驗期間只有些微調整管理做法，主要是在作物輪作和施用肥料的組合和數量。近期的研究主要聚焦在肥料對土壤肥力的影響。

田間實驗進行地點位於一塊相對平坦的區域，總面積為 5712 平方公尺，分為 8 個重複。每個重複由 21 個樣區組成：其中一個樣區不施用礦物肥及有機肥（對照組），而其他 20 個樣區施用由 5 個級別礦物肥和 4 個級別有機肥組成的肥料（表 47）。整體而言，該實驗地點由 168 塊 5 公尺 x 6 公尺大小的樣區組成（Smukalski et al., 1990）（圖 17）。每隔一年春季在種植甜菜、馬鈴薯或玉米前施用有機肥，而礦物肥料每年都施用。Körschens（1990）提出更多有關土壤和作物管理的細節。

表 47. 蒙克貝格 V140 的肥料處理方式

實驗處理	說明	有機施肥	礦物肥（公斤 / 公頃）*		
		乾物質（噸 / 公頃 / 年）	*氮*	*磷*	*鉀*
0	無施用	0	0	7	26
1.1	氮磷鉀	0	52	30	122
1.2	氮磷鉀	0	89	35	140
1.3	氮磷鉀	0	118	38	150
1.4	氮磷鉀	0	157	43	171
1.5	氮磷鉀	0	193	48	188
2.1	氮磷鉀 + 廄肥 1	1.2	32	26	104
2.2	氮磷鉀 + 廄肥 1	1.2	68	30	122
2.3	氮磷鉀 + 廄肥 1	1.2	116	36	145
2.4	氮磷鉀 + 廄肥 1	1.2	139	39	156
2.5	氮磷鉀 + 廄肥 1	1.2	169	42	167
3.1	氮磷鉀 + 廄肥 2	3.2	9	24	100
3.2	氮磷鉀 + 廄肥 2	3.2	52	30	121
3.3	氮磷鉀 + 廄肥 2	3.2	77	31	126
3.4	氮磷鉀 + 廄肥 2	3.2	118	37	149
3.5	氮磷鉀 + 廄肥 2	3.2	150	42	164
4.1	氮磷鉀 + 秸稈	2	65	34	123
4.2	氮磷鉀 + 秸稈	2	101	38	141
4.3	氮磷鉀 + 秸稈	2	138	43	159
4.4	氮磷鉀 + 秸稈	2	161	45	163
4.5	氮磷鉀 + 秸稈	2	191	47	169

資料來源：Rogasik 等人（1997）

* 直至 1993 年輪作的肥料處理方式：青貯玉米（1963）、冬燕麥（1964）、馬鈴薯（1965）、冬燕麥（1966）、馬鈴薯（1967）、春小麥（1968）、甜菜（1969）、春大麥（1970）、青貯玉米（1971）、冬燕麥（1972）、馬鈴薯（1973）、冬小麥（1974）、甜菜（1975）、夏大麥（1976）、甜菜（1977）、春大麥（1978）、甜菜（1979）、春大麥（1980）、甜菜（1981）、春大麥（1982）、馬鈴薯（1983）、冬小麥（1984）、甜菜（1985）、春大麥（1986）、馬鈴薯（1987）、冬小麥（1988）、甜菜（1989）、春大麥（1990）、馬鈴薯（1991）、冬小麥（1992：土壤採樣期）、甜菜（1993）

3. 案例研究背景

地理位置：德國蒙克貝格（郵遞區號 15374）；北緯 52.516931 度，東經 14.121930 度

氣候環境：根據德國土壤評估指南（Bodenschätzung），主要土壤類型為砂粒含量超過 70% 的壤質砂土和砂土（Sl4D 和 S4D）。最常見的土壤亞型是簡育黏移土（Haplic Luvisol）。根據政府間氣候變化專門委員會，該地區的氣候為涼溫帶濕潤氣候，有乾燥期，特別在初夏。進行 V140 期間的氣候資料可以在德國氣象局（DWD）的首頁上找到（站號 03376）。此處提供的資料為 1992 年秋天收集的土壤樣本，這年相對乾燥，年降雨量為 418 毫米，比長期平均值少 103 毫米。

土地利用：大田作物：春大麥、馬鈴薯、冬小麥、甜菜，自 1982~1992 年輪作。此後，輪作中加入亞麻和豌豆。

4. 擴大規模的可能性

此為針對具體環境進行的案例研究。

5. 對土壤有機碳庫存的衝擊

1963 年，田間實驗的上層 0~20 公分土壤的平均土壤有機碳庫存為 17 噸 / 公頃。平均而言，1992 年秋季（即 29 年後）施用廄肥（farmyard manure, FYM）+ 氮磷鉀肥料（實驗處理 3.1~3.5）的土壤有機碳庫存最高（圖 16a）。經施用廄肥施肥土壤（3.2）的有機碳含量約為 21 噸 / 公頃，比 1963 年樣本的平均土壤有機碳庫存多 4噸 / 公頃，而施用氮磷鉀（1.5）的土壤有機碳庫存為 16.2，低約 0.8 噸。經施用廄肥+氮磷鉀肥料土壤的土壤有機碳庫存（平均 19.6 噸 / 公頃）與未施肥土壤的土壤有機碳庫存（14.3 噸 / 公頃）之間的差異，比測量誤差（1.5 噸 / 公頃）相差 3.5 倍。然而，此差異只在實驗處理 3.2、3.3 和 3.4 發現（圖 16a），值得注意的是，有些年份的土壤有機碳含量差異小於或等於測量誤差。

為了更精準比較，需要逐一比較具體樣區的土壤有機碳含量，但目前尚未進行。然而，由於在質地和容積密度方面的場地異質性，土壤有機碳庫存變化很大（從 10.1~24.4 噸 / 公頃不等），導致施用相同施肥，但來自實驗樣區中的不同重複樣區土壤樣本的標準誤差很高（0.5~1.1 噸 / 公頃）。

總之，在調查年份期間，礦物質肥料與高比例糞肥組合對土壤有機碳含量的影響最有利。僅施用礦物質肥料（氮磷鉀）對增加土壤有機碳庫存的平均貢獻最小（Schubert, 2008），Smukalski 等人（1990）為期 25 年的平均數據也描述到。

1992 年與 1976 年的樣本間土壤有機碳庫存的差異可用作 16 年期間不同施肥土壤的土壤有機碳固存潛力的估計值（圖 16c）。根據 1976~1992 年經過 16 年的土壤有機碳變化顯示，實驗處理 3.2（廄肥 + 氮）的土壤有機碳固存潛力最高（0.23 碳噸 / 公頃 / 年），但對照組（0.11 碳噸 / 公頃 / 年）、實驗處理 2.1（0.067 碳噸 / 公頃 / 年）和實驗處理 1.4（0.02 碳噸 / 公頃 / 年）出現土壤有機碳損失。

土壤有機碳庫存逐年變化很大；1970 年不同施肥土壤的土壤有機碳庫存差異很大，1978 年差異較小，但隨後幾年差異較大，1992 年的差異最大。然而，與 1992年的數據相比，1994 年和 1996 年的土壤有機碳差異較小。無法說明每年土壤有機碳固存或損失的恆定速率，我們僅顯示比較 1992 年與 1976 年土壤樣本間的土壤有機碳庫存變化（圖 16c）。

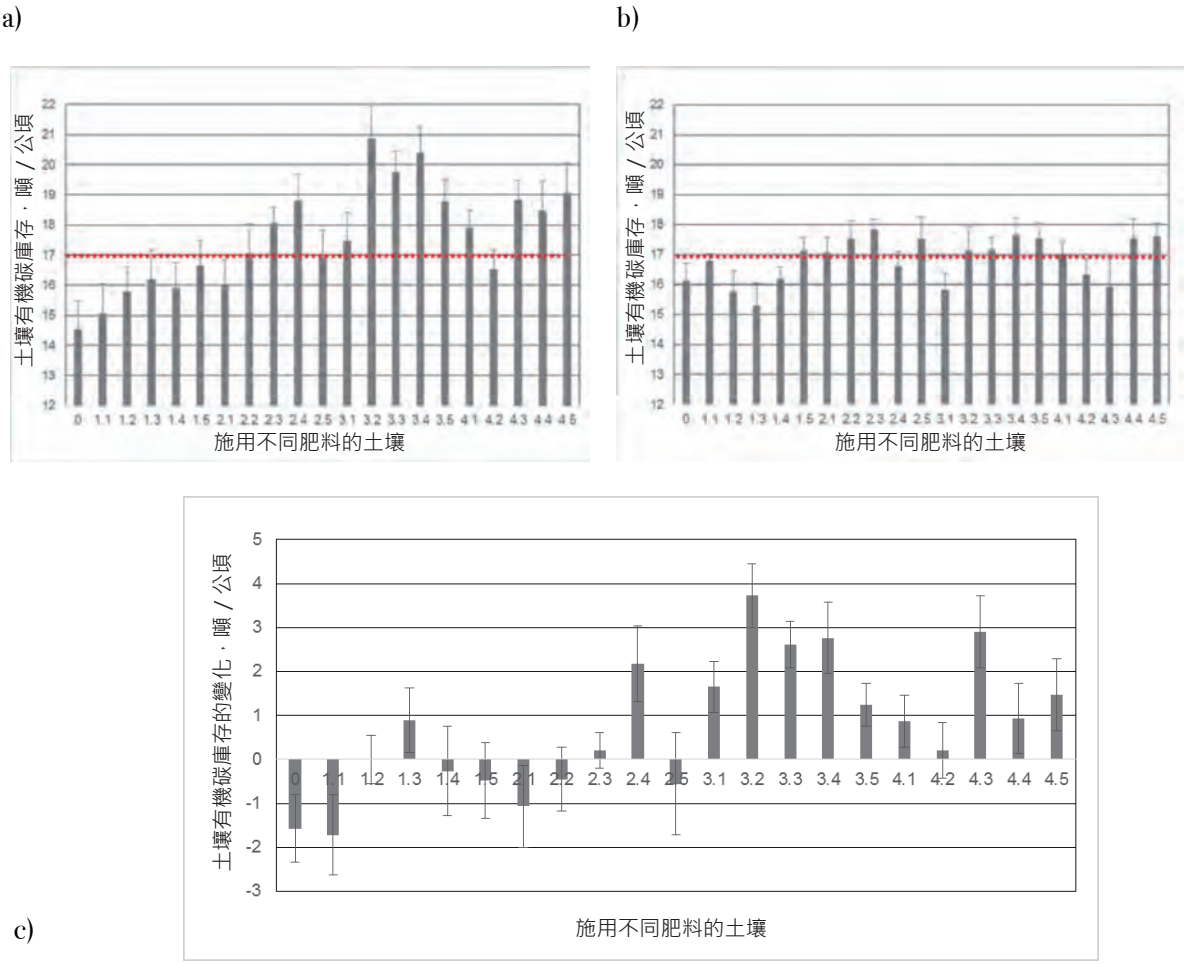


圖 16. 施用不同肥料的土壤有機碳庫存（噸 / 公頃），深度為 0~20 公分

（a）1992 年和（b）1976 年施用不同肥料的土壤有機碳庫存，平均值為八個重複樣區塊的平均（實驗處理方式說明請見表 47；紅色虛線代表 1963 年取樣土壤的平均土壤有機碳含量）（Schubert, 2008; Smukalski et al., 1990）；（c）根據 1992 年和 1976 年樣本數據，估計出 16 年之間土壤有機碳庫存的變化（碳噸 / 公頃）。

6. 該措施的其他效益

6.1. 改善土壤性質

物理性質

1992 年的土壤容積密度在 1.29~1.74 之間變化，平均為 1.49 克 / 立方公分，高於 1976 年容積密度，介於 1.23~1.51 之間變化，平均值為 1.38 克 / 立方公分。

化學性質

1992 年採集的樣本用傅立葉轉換紅外光譜（Fourier Transform Infrared, FTIR），透過光譜法來分析土壤有機碳含量和土壤有機物特性。

除了土壤有機碳含量外，還使用傅立葉轉換紅外光譜分析土壤樣本，以確定土壤有機物在親水基團（C=O / C-O-C，Ellerbrock and Gerke, 2013）含量的組成。C=O / C-O-C 可作為土壤有機物的親水特性和潛在陽離子交換能力的指標（Kaiser, Ellerbock and Gerke, 2008）。C=O / C-O-C 比率越高，土壤有機物就越親水。親水性更高的土壤有機物能夠儲存更多的水，這與土壤保水能力變高有關。

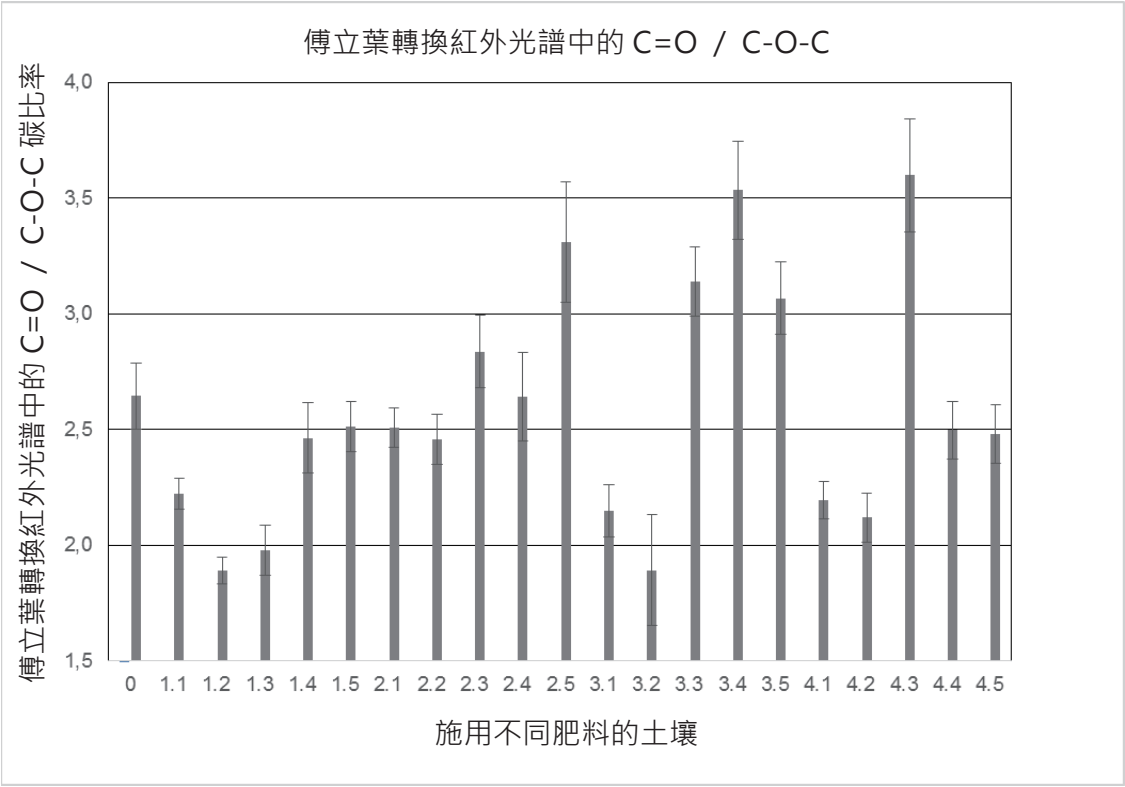


圖 17. 傅立葉轉換紅外光譜光譜下，1992 年施用不同肥料土壤樣本的 C=O / C-O-C 比率平均值來自八個重複樣區（實驗處理說明請見表 47）。誤差線代表標準誤差

與對照組相比，所有只施用氮磷鉀的土壤（實驗處理 1），其 C=O / C-O-C 比率較低（圖 17），而搭配高量氮的糞肥土壤（實驗處理 2 及實驗處理 3 中的第 3~5子級別），其 C=O / C-O-C 比率較高。至於添加秸稈（實驗處理 4）的效果只有在第 3 子級別觀察到（圖 17）。施用廄肥使得土壤有機質組成產生變化，可能有助於增加土壤保水能力。這可能解釋在 1992 年乾旱期間，施用廄肥土壤的作物產量比施用礦物質肥料高的原因（見 6.3 節）。

不過，根據 Smukalski 等人（1990），石灰有助於減少有機肥引起 pH 值下降的機率，另需考量會影響土壤有機碳含量的田地異質性（見上文）。

生物性質

沒有評估該特性。

6.2. 最小化對土壤功能的威脅

表 48. 土壤威脅

土壤威脅	
養分的失衡和循環	Smukalski 等人（1990）分析植物使用氮的情況。總氮量水準與土壤有機含量水準呈相對應的變化。除非土壤有機物含量能再次產生，否則氮攝入量多於氮缺乏時，還是不足以維持土壤中的氮含量（Smukalski et al., 1990）。糞肥使得土壤中的乳酸鹽可溶性磷[3] 含量增加，但對乳酸鹽可溶性鉀的影響未觀察到（Smukalski et al., 1990）。
土壤水分管理	肥料搭配廄肥會改變土壤有機物的組成，似乎有助於提高土壤的保水能力（施用廄肥的土壤，當中的 C=O / C-O-C 比率較高）。

6.3. 產量增加（如食物、燃料、飼料、木材）

僅施用礦物質肥料的樣區產量各不相同。除少數例外，產量會隨著氮磷鉀增加而提高，亦即，僅施用礦物質肥料的土壤中，經肥料處理 1.5（礦物氮磷鉀含量最高）樣區的產量最高。然而，1992 年為乾旱年，因此經礦物和有機肥綜合處理（特別是實驗處理 2.5、3.4 和 4.5）樣區的產量，高於施用氮磷鉀肥的樣區（Schubert, 2008）。

[3] 乳酸鹽可溶性陽離子可能溶於土壤溶液中，通常植物一般都可以吸收。

7. 該措施的潛在缺點

7.1. 權衡對土壤功能的其他威脅

表 49. 土壤威脅

土壤威脅	
土壤侵蝕	儘管該地點不屬於丘陵地帶，但下雨後，海拔會有些微許變化，根據田間實驗區的數值高程模型（Digital Elevation Model, DEM）顯示，高度差異達 1 公尺，這點會對土壤有機碳含量造成潛在影響（Deumlich et al., 2018）。
土壤酸化	需要使用石灰來減少有機肥引起 pH 值下降的機率（Smukalski et al., 1990）。

7.2. 溫室氣體排放量增加

本研究框架中並未測量可能會排放溫室氣體，如糞肥排放的氧化亞氮。

8. 實行該措施前的建議

根據蒙克貝格長期田間實驗「V140」（養分提升測試，Nährstoffsteigerungsversuch）結果，在砂質土壤施肥時，建議使用廄肥搭配礦物質肥料。

9. 採用該措施的潛在障礙

表 50. 採用該措施的潛在障礙

障礙	有 / 無	
生物物理	有	耕地農場可能沒有存放空間、牲畜和耕地位於不同區域，糞肥的獲取可能會受到限制。
機構	無	根據最新肥料相關法規，自 2021 年開始，遭硝酸鹽汙染的地區不得在 11 月 1 日和 1 月 31 日之間使用廄肥（BMEL, 2020）。

照片

照片 24. V140（Nährstoffsteigerungsversuch）位於德國明歇貝格的 168 個樣區

參考文獻

BMEL. 2020. *Verordnung zur Änderung der Düngeverordnung und anderer Vorschriften*. Berlin, BMEL. 64 pp. (also available at: https://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/DE/Glaeserne-Gesetze/Referentenentwuerfe/bundeskanzleramt-aenderung-duengevo.pdf)

Deumlich, D., Ellerbrock, R.H. & Frielinghaus, M. 2018. Estimating carbon stocks in young moraine soils affected by erosion. *Catena*, 162: 51-60. https://doi.org/10.1016/j.catena.2017.11.016

Ellerbrock, R.H. & Gerke, H.H. 2013. Characterization of organic matter composition of soil and flow path surfaces based on physicochemical principles: a review. *Advances in Agronomy*, 121: 117-177. https://doi.org/10.1016/B978-0-12-407685-3.00003-7

Kaiser, M., Ellerbrock, R.H. & Gerke, H.H. 2008. Cation exchange capacity and composition of soluble soil organic matter fractions. *Soil Science Society of America Journal,* 72(5): 1278-1285. https://doi.org/10.2136/sssaj2007.0340

Körschens, M. 1990. *Dauerfeldversuche: Übersicht, Entwicklung und Ergebnisse von Feldversuchen mit mehr als 20 Jahren Versuchsdauer*. Berlin: Akademie der Landwirtschaftswissenschaften.

Rogasik, J., Obenauf, S., Lüttich, M. & Ellerbrock, R. 1997. Faktoreinsatz in der Landwirtschaft - ein Beitrag zur Ressourcenschonung (Daten und Analysen aus dem Müncheberger Nährstoffsteigerungsversuch), *Archives of Agronomy and Soil Science*, 42: 247-263.

Schubert, U. 2008. *Einfluss von Düngung und räumlicher Heterogenität auf Menge und Qualität der organischen Bodensubstanz auf einer Dauerversuchsfläche in Müncheberg (Mark).* Humboldt-Universität zu Berlin, Geographisches Institut. (Diploma thesis)

Smukalski, M. & Rogasik, J. 1993. Longterm field experiments at Müncheberg/Brandenburg – Effects of manuring and N-fertilization on soil fertility. *In* K. Mazur, J. Filipek & B. Mazur, eds. *Proceedings of the Symposium "Long Term Permanent Fertilizing Experiments"*, pp. 115-124. University of Krakow, Krakow.

Smukalski, M., Kundler, P. & Rogasik, J. 1990. Der Müncheberger Nährstoffsteigerungsversuch. *In* M. Körschens (ed.) *Dauerfeldversuche - Übersicht, Entwicklung und Ergebnisse von Feldversuchen mit mehr als 20 Jahren Versuchsdauer*, pp. 251-259. Berlin, Akademie der Landwirtschaftswissenschaften.

13. 德國避免從草原轉為耕地的土地利用變化

Mohammad I. Khalil[1], Cláudia M.d.S. Cordovil[2], Rosa Francaviglia[3], Beverley Henry[4], Katja Klumpp[5], Peter Koncz[6], Mireia Llorente[7], Beata E. Madari[8], Muñoz-Rojas Miriam[9,10], Nerger Rainer[11]

（共同作者按字母順序排列）

[1] School of Applied Sciences & Technology, Prudence College Dublin, Dublin 22 and S chool of Biology & Environmental Science, University College Dublin, Dublin 4, Ireland
愛爾蘭都柏林普魯登斯學院應用科學與技術學院、都柏林大學生物與環境科學學院

[2] University of Lisbon, School of Agriculture, Forest Research Center, Lisboa, Portugal
葡萄牙里斯本大學農學院森林研究中心

[3] Council for Agricultural Research and Economics, Research Centre for Agriculture and Environment (CREA-AA), Rome, Italy.
義大利農業研究與經濟委員會農業與環境研究中心（CREA-AA）

[4] Science and Engineering Faculty, Queensland University of Technology, Brisbane, Australia
澳洲昆士蘭科技大學科學與工程學院

[5] Grassland Ecosystem Research, INRA, Clermont-Ferrand, France
法國國家農業研究院草原生態系統研究中心

[6] Duna-Ipoly National Park Directorate, Budapest, Hungary and MTA–SZIE Plant Ecology Research Group, Gödöllő, Hungary
匈牙利多瑙河-伊波利國家公園管理局，以及匈牙利科學院-聖伊斯特萬大學（MTA-SZIE）植物生態學研究團隊

[7] Forest Department. University of Extremadura, Plasencia Campus. Spain
西班牙埃斯特雷馬杜拉大學普拉森西亞校區森林系

[8] Embrapa Rice and Beans, Santo Antônio de Goiás, GO, Brazil
巴西農業研究公司Embrapa稻米和豆類研究中心

[9] UNSW Sydney, School of Biological, Earth and Environmental Sciences, Sydney NSW, Australia
澳洲新南威爾斯大學生物、地球與環境科學學院

[10] The University of Western Australia, School of Biological Sciences, Crawley, WA, Australia
澳洲西澳洲大學生物科學學院

[11] Soil & More Impacts GmbH, German office, Hamburg, Germany
德國土壤與更多影響公司德國辦事處

1. 相關措施

草地轉耕地，耕地轉草地

2. 案例研究說明

本研究案例是關於維護草地，未將其轉換為農田〔土地利用變更（land use change）〕，以維持草原狀態的益處。測量值涵蓋兩個已從草地改造為農田的地點。避免將草地改造為農田有助於增加碳和土壤生物多樣性。與農田土壤相比，永久草地的土壤碳密度以及碳庫存通常較高。因此，草地向農田土壤的轉換通常伴隨著土壤碳的流失。

長期土壤監測點位於德國北部石勒蘇益格–荷爾斯泰因（Schleswig-Holstein），在考量生產和經濟效益等因素下，監測點由農民管理。這些研究地點屬於優質土壤監測網絡的一部分，該網絡自 1989 年以來就採用標準化的採樣設計。本研究目的是證明監測網絡計算土壤碳變化的能力。測量是在研究地點轉換前，以及轉換後七年內進行，以讓這些地點作為中期的採樣地點。

歐盟自 2013 年實施直接給付（direct payments）（Eur-LEX, 2013），並禁止將永久草地轉為農田。至少五年未經改造的草地才符合永久草地的定義。在本案例研究中，轉換後的測量於 2010 年和 2019 年進行。

3. 案例研究背景

兩個實驗地點位於德國北部，屬於溫帶海洋性氣候，土壤為（a）砂質壤土的淹水土（Stagnosol）（北緯 54°24，東經 9°12），以及（b）黏質壤土的黏盤土（Planosol）（北緯 54°19，東經 8°38）。兩地之前都是草原土壤，分別在 2002 年（砂質壤土）和 2009 年（黏質壤土）改造為耕地。

4. 擴大規模的可能性

本案例研究聚焦具體環境。由於歐盟禁止將永久草地（至少五年）改造為農田，因此此實務措施可以在歐盟進行推廣。

5. 對土壤有機碳庫存的衝擊

碳固存值應解讀為草地在未經改造成耕地情況下的碳固存潛力。表 51 的數值分別是將草原改變為耕地後，經過七年（上排）和一年（下排）所測量到的數值。大部分的碳損失通常發生在轉換後的第一年或幾年內。

表 51. 土壤有機碳庫存在農田改造為草地後的變化情形

地點	背景介紹	碳固存潛力（碳噸 / 公頃）	碳固存潛力（碳噸 / 公頃 / 年）	參考文獻
德國北部	測量結果包括該地的表土（0~30 公分）	19.4	2.82	Nerger, Beylich and Fohrer (2016)
		27.2	27.2	

6. 該措施的其他效益

6.1. 改善土壤性質

與透過改造或土地利用變更而變成農田的草地相比，維持草地土地的主要優點之一是土壤生物多樣性較多。草地經土地利用變更轉換為農田後，土壤動物群會受到嚴重影響，導致蚯蚓豐富度減少 75%，生物量減少 86%。量測於砂質壤土經土地利用變更五年後進行（Nerger, Beylich and Fohrer, 2016）。

土壤微生物也受影響。土地利用變更後，砂質壤土的微生物生物量減少約 50%，而黏質壤土的微生物生物量減少約 70%。微生物（基礎）呼吸也出現類似的結果（Nerger, Beylich and Fohrer, 2016）。

此外，與農田相比，維持草地往往降低土壤容積密度和壓實度。耕犁時使用重型機械和其他措施會導致土壤壓實，特別是在耕犁層以下。研究地點的草地在轉換為農田後，土壤容積密度增加。然而在某些情況下，結果可能會相反，例如頻繁耕犁或犁地會降低重壤土或黏土的表土容積密度。

6.2. 最小化對土壤功能的威脅

表 52. 土壤威脅

土壤威脅	
土壤侵蝕	草原土壤具有充足的植物覆蓋物降低土壤侵蝕。
土壤沾染 / 汙染	一般情況：農田有可能用汙水淤泥或石灰施肥。這些物質可能含有重金屬。此外，合成肥料和有機肥料可能含有可測量的重金屬含量，避免將草地轉換為農田有助於避免這些風險。

土壤威脅	
土壤生物多樣性損失	草地土壤的生物多樣性比耕地土壤高（Nerger, Beylich and Fohrer, 2016）。
土壤壓實	若在農田土壤上使用重型機械，可能會造成土壤壓實。

6.3. 產量增加（如食物、燃料、飼料、木材）

因為草地可以作為牧場，以生產肉類或乳製品，因此可能會影響食物生產。本案例研究的地點有進行肉類和乳製品生產，在轉換為耕地後，肉類和乳製品生產改至其他田地及室內進行。

6.4. 緩解和適應氣候變遷

另一個有關溫室氣體的優點是可以節省常用在農田土壤上的（合成）肥料。即使在草地土壤施予肥料的情況下，使用的肥料數量也較低。肥料（尤其是合成肥料）因為生產過程，以及施用後會增加氧化亞氮，使得溫室氣體的排放足跡非常高。

此外，草地土壤的特點是土壤侵蝕率較低（或不存在），硝酸鹽淋洗較少，有助於保存土壤中的碳，並避免氧化亞氮排放。

6.5. 社會經濟效益

避免草地轉化可能意味著農民的經濟損失，因為耕地可能更有利可圖，例如透過歐洲能源作物溢價的共同農業政策（Common Agricultural Policy, CAP）（該政策於 2010 年終止）。在本研究案例中，草地被轉化為農田，用於種植能源作物，當時由政府補貼。自 2015 年起，共同農業政策的綠化政策規定，避免對具有環境價值的草地進行轉化，並結合按面積付款，直接給予農民 30% 的款項。

7. 該措施的潛在缺點

7.1. 權衡對土壤功能的其他威脅

表 53. 土壤威脅

土壤威脅	
土壤侵蝕	一般來說，與耕地土壤相比，具有足夠植物覆蓋的草地可以降低土壤侵蝕。
土壤沾染 / 汙染	用含有重金屬的汙水淤泥或石灰（還有合成和有機肥料）施肥後可能會產生殘留汙染。
土壤生物多樣性損失	與農田土壤相比，草地喪失的生物多樣性較少（Nerger, Beylich and Fohrer, 2016）。
土壤水分管理	草地轉換為農田後，非植物有效的土壤含水量減少，通氣性增加。因此，草地在轉換為農田後，可能有助於改善植物有效土壤含水量。

7.2. 與其他措施的衝突

維持草地，不將草地轉換為農田，會與採取農業措施造成經濟衝突，因為農田往往比草地 / 牧場耕作更有利可圖。

7.3. 其他衝突

大宗商品價格可能上漲，以及全球對穀物和能源作物需求可能增加。

8. 實行該措施前的建議

應該進行成本效益分析，其中效益方面不僅要包括直接經濟效益，還要包括對土壤健康、水體、環境和農業生態系統效益。最後，這些效益也可以產生經濟效益，原因是實現長期永續和成功農業的基礎，有賴於健康的土壤、土壤有機質含量高，以及豐富的土壤生物多樣性。

9. 採用該措施的潛在障礙

表 54. 採用該措施的潛在障礙

障礙	有 / 無	
經濟	有	避免草地轉化可能意味著農民的經濟損失，因為耕地可能更有利可圖。但對歐盟而言，共同農業政策自 2015 年發生了變化，外加上農民讓草原變成永久草地還可以得到一筆直接給付的補助，這些因素或許不再是個阻礙（或至少不是巨大的阻礙）。
法律（土地權利）	有	若是承租土地，可能存在將租用土地作為耕地進行管理的強制性條件。
知識	有	考量上述所有優點，在評估（永久）草地價值方面可能存在知識落差。維持草地並帶來利潤方面同樣也可能存在知識落差。

照片

照片 25. 此張圖片說明溫帶地區將草地改為農田的的負面措施（歐洲，德國）

參考文獻

EUR-Lex. 2013. Council Regulation (EC) No 1307/2014. [online]. [Cited 17 November 2020]. https://eur-lex.europa.eu/legal-content/en/ALL/?uri=CELEX:32013R1307

Nerger, R., Beylich, A., & Fohrer, N. 2016. Long-term monitoring of soil quality changes in Northern Germany. *Geoderma Reg.*, 7(2): 239–249. https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2016.04.004

14. 葡萄種植中的生物炭挑戰：義大利中部的長期實驗

Silvia Baronti, Anita Maienza, Francesco Primo Vaccari, Fabrizio Ungaro, Lorenzo Genesio

National Research Council- Institute of Bioeconomy (CNR-IBE)
義大利國家研究委員會生物經濟研究所

1. 相關措施

生物炭

2. 案例研究說明

近期研究顯示，地中海地區必須盡速制定適應氣候變化的葡萄栽培計畫，特別是針對高效灌溉、用水或廢水再利用（Santillán et al., 2019）。葡萄園管理者對生物炭的興趣有所增加，原因是生物炭可以增加土壤的保水能力，進而有助於乾旱期間的葡萄生產（Baronti et al., 2014）。此外，來自葡萄藤和修剪過的木材的葡萄園生物質可以轉化為生物炭，並支持循環經濟。

目前的研究工作，始於 2009 年，由國家研究委員會–生物經濟研究所在義大利托斯卡納進行，目前研究還在進行中，目的是評估在短期和長期內，生物炭對葡萄園的碳固存、葡萄品質和產量、土壤肥力和土壤汙染物的影響。這些年來收集的結果令人興奮：從長期來看，生物炭的應用不僅有助於碳固存，對於化學和生物土壤參數也有正面影響。

3. 案例研究背景

長期田間實驗在安東尼世家拉布拉切斯莊園（Marchesi Antinori - Tenuta La Bracces）（北緯 43°10'15"；東經 11°57'43"；海拔 290 公尺）的葡萄園進行，該葡萄園距離義大利中部托斯卡納的蒙特普爾恰諾（Montepulciano）數公里遠。該葡萄園於 1995 年開始種植〔葡萄品種梅洛（Merlot），181 系（clone 181）；砧木 3309 （rootstock 3309 Couderc）〕，棚架型式為簾幕式，行間距為 0.8 公尺和 2.5 公尺；種植方向為東西向。該葡萄園沒有進行灌溉。該地區的地形平緩，坡度在

1.7~3.4% 之間。土壤形成於第四紀（中更新世和晚更新世），屬於河口–湖口階地沉積，土壤歸類為強發育滯水黏移土（Profondic Stagnic Luvisols）（IUSS Working Group WRB, 2015）。表層土壤質地為砂質壤土至黏質壤土（USDA, 2005），黏粒和坋粒含量隨著深度增加，可能會導致排水不良。葡萄的根系主要生長在土壤上層 50 公分處。

生物炭的應用方式有以下兩種：單次施用（2009 年為 22 噸 / 公頃）（B）；兩次施用（2009 年為 22 噸 / 公頃，2010 年為 22 噸 / 公頃）（BB）和未施用樣區（C）作為對照組。該實驗共有三種處理和五個重複，實驗於 2009 年開始進行，目前仍在進行當中。15 塊樣區中，每個樣區的總面積為 225 平方公尺（寬 7.5 公尺，長 30 公尺），其中包括有四條作物行的葡萄園以及三條行間（inter-row）。

生物炭透過撒佈機撒於葡萄園行間，並使用鑿犁耕耘機（chisel plow tiller）將生物炭往下耕入土壤 30 公分。生物炭由義大利羅馬涅卡本（Romagna Carbone s.n.c.）公司提供，該生物炭原料為果園修剪下的生物質，經 500℃ 慢速熱裂解處理後製成。表 55 描述該生物炭的主要特徵。Baronti 等人（2014）彙整了該生物炭所有的化學和物理特徵。生物炭含水量為 25%；因此，每施用 22 噸 / 公頃的生物炭對應 16.5 噸 / 公頃的乾生物炭。

表 55. 生物炭特性

	單位	數值
碳	%	77.81
氮	%	0.91
碳氮比	-	63.53
pH 值	-	9.8
陽離子交換能力	cmolc/kg	101

4. 擴大規模的可能性

實驗涵蓋托斯卡納葡萄園中一公頃的地表，土壤呈酸性且緊實。當然，生物炭可用於所有的葡萄園，但需注意土壤類型、生物炭類型和氣候區（Lehmann et al., 2015）。

5. 對土壤有機碳庫存的衝擊

土壤碳庫存（CST，噸 / 公頃）是根據土壤有機碳含量（Corg）的體積（%）和土壤上層 30 公分的土壤容積密度（BD，噸 / 立方公尺）計算而得，土壤層最容易受到人為因素干擾。

土壤碳庫存（噸 / 公頃） = 土壤有機碳含量（%） x 0.30 x 土壤容積密度（噸 / 立方公尺） x 100 [1]

表 56. 托斯卡尼酒莊施用生物炭後的土壤有機碳庫存變化

地點	氣候區	土壤質地	基準線碳庫存（碳噸 / 公頃）	額外的碳儲量（碳噸 / 公頃 / 年）	持續時間（年）	更多資訊	參考文獻
義大利托斯卡尼	Cfa（溫帶，無乾季，夏季炎熱）	砂質壤土至黏質壤土	33.93（0~30 公分）	B 土壤 184.47 BB 土壤 198.30	1	B：施用單次生物炭的土壤 BB：施用兩次生物炭	Maienza *et al.* (2017); Rombolà *et al.* (2015); Giagnoni *et al.* (2019)
				B 土壤 48.16 BB 土壤 56.77	3		
				B 土壤 10.98 BB 土壤 11.21	10		

整體而言，將生物質轉化為生物炭並施用到土壤中為土壤碳固存策略之一，有助於促進「負排放」。在為期 10 年的實驗中，土壤有機碳在最初幾年（施用生物炭後的 1~3 年）增加，即使在 10 年後，最初增加的土壤碳含量仍然存在。

相對於對照組土壤的 33.93 碳噸 / 公頃（表 56），施用兩次生物炭改良劑和單次施用生物炭，都讓第一年土壤有機碳持續增加（BB 和 B 土壤分別為 198.30 和 184.47 噸碳 / 公頃 / 年）。在採樣期間，土壤碳含量隨時間下降，但仍顯著高於對照組（0.7~0.9%）（Rombolà *e* et al., 2015）。在這些酸性土壤中，無機碳含量可以忽略不計，總碳含量與土壤有機碳的含量密切相關。添加生物炭後，初期的土壤有機碳總量明顯增加 6 倍以上。葡萄園中施用生物炭三年後（2009~2013 年），經改良土壤

中的土壤有機碳仍然比對照土壤高出 3.8 倍。施用生物炭七年後（2009~2017 年），雖然數值變低，但對照組和施用生物炭的土壤之間仍有差異（Giagnoni et al., 2019）。Rombola 等人（2015）指出，對照組土壤中大部分的土壤有機碳半不穩定（semi-labile）形式出現，可能是由木質纖維素碎片、腐植酸和微生物生物質（包括熱不穩定木炭）共同組成。施用生物炭來改良土壤則會產生相反的結果，即大部分的土壤有機碳以難以分解的碳（recalcitrant carbon）的形式存在。

6. 該措施的其他效益

6.1. 改善土壤性質

此案例研究評估生物炭對土壤物理、化學和生物性質，以及對葡萄（*Vitis vinifera*）生態生理參數的長期影響。根據 10 年後的生態生理學測量結果顯示，樣區經施用生物炭改良劑後，土壤有效水分含量大幅增加，植物水分狀況顯著改善（Baronti et al., in preparation）。施用生物炭有助於改變植物水分有效性，讓葡萄園對缺水（乾旱）更有韌性；樣區經生物炭改良後，短期（施用生物炭後 2 年）（Baronti et al., 2014）和長期（施用生物炭後 10 年）（Baronti et al., in preparation）測得的葉片水勢較低，植物氣孔導度較高，且光合作用較活躍，使得葡萄園 10 年後的產量和品質提升。施用生物炭讓土壤生物群落增加，使得 10 年後物種豐富度、土壤含水量，以及生物多樣性〔香農多樣性指數（Shannon's diversity index）〕增加（Maienza et al., in preparation）。

6.2. 將對土壤功能的威脅降至最低

表 57. 土壤威脅

土壤威脅	
養分的失衡和循環	生物炭改良劑會影響長期碳、氮、磷和硫礦化作用的酶活性。施用生物炭 6~7 年後，氧化酶活性增加，碳水化合物的水解活性降低。土壤經生物炭處理後，土壤中的氮有效性增加，特別是硝態氮和總磷濃度大幅增加（Giagnoni et al., 2019）。
土壤沾染 / 汙染	根據費氏弧菌測試數據（發光細菌測試，ISO 11348-2007）顯示，沒有發現長期使用改良劑而產生的土壤生態毒性（Maienza et al., 2017）。 在單次施用（B）和兩次施用（BB）生物炭 1~3 年和 10 年後，土壤中沒有觀察到多環芳香族碳氫化合物（PAHs）總濃度（Rombol et al. , 2015, 2019; Giagnoniet al., 2019）。 根據美國環境保護署公布的 16 種多環芳香族碳氫化合物（PAHs），在生物炭中的濃度為 3.8 微克 / 克；萘（naphthalene）

土壤威脅	
	的含量最高（2.1 微克 / 克），其次是菲（0.67 微克 / 克）。環芳香族碳氫化合物含量符合多項現行頒佈的品質標準，包含義大利法規（6 微克 / 克）、歐洲生物炭認證（4 微克 / 克為優質）和國際生物炭倡議組織（6~300 微克 / 克）。 施用生物炭 7 年後，土壤中的生物有效的重金屬濃度沒有增加（Maienza et al., 2017）。
土壤酸化	施用生物炭 1 年後（Baronti et al., 2014）和 7 年後（Maienza et al., 2017; Giagnoni et al., 2019; Rombolà et al., 2019），土壤 pH 值出現顯著影響，pH 值從亞酸性變為中性。
土壤生物多樣性損失	生物炭改良劑增加土壤微生物的總生物量，但沒有改變土壤中群落的結構（Maienzaet al., 2017）。在施用生物炭改良劑 10 年後，土壤的微型節肢動物〔特別是彈尾蟲（Collembola）〕的總豐富度顯著增加（Maienza et al., in preparation）。
土壤壓實	短期和長期施用生物炭後，土壤容積密度顯著降低（Baronti et al., 2014; Maienza et al., 2017）。
土壤水分管理	施用生物炭增加有效水含量（available water content），在夏季土壤水分短缺的最乾旱時期，透過大幅增加葉片水勢，改善植物的水分狀況。在我們實驗田塊中，葉片水勢增加很可能在淺層和低有效水含量的土壤中效果更顯著（Baronti et al., 2014）。此外，與對照組的土壤相比，土壤–生物炭混合物的水滴滲透實驗沒有發現疏水性增加等潛在問題（Baronti et al., 2014）。

6.3. 產量增加（如食物、燃料、飼料、木材）

此施用生物炭後大幅增加葡萄園所有收穫年的產量（Genesio et al., 2015; Genesio et al., in preparation）。我們觀察到經生物炭改良的樣區，其葡萄產量增加 66%。事實上，施用生物炭增加土壤的含水量和植物的有效水分，這可能導致所有作物生產力（產量、平均果穗重和果實大小）大幅提高。這種效果在降雨量較少的年份更為明顯，有說服力地支持在缺水時施用生物炭可能會達到正向調節效果的說法。出乎意料的是，未觀察到對葡萄品質的關鍵參數有顯著效果，這代表因生物炭增加的植物水之有效性，可能對植物生理學的複雜作用機制，且可能涉及對植物組織形成的影響。特別是在我們的實驗中觀察到葡萄肥力大增（以每顆葡萄的種子數量表示），但需進一步研究，並需考量除了水和養分有效性以外的機制，特別是土壤微生物活性的影響（Gomez et al., 2014）和植物激素反應途徑（Spokas, Baker and Reicosky, 2010）。

6.4. 緩解和適應氣候變遷

政府間氣候變化專門委員會（2019）強調了生物炭在應用後封存大氣碳的潛力。通過熱裂解生產生物炭和生物能源是一個負碳過程。由於部分生物炭的成分具有固有穩定性（inherent stability），使得其有助於增加土壤有機碳固存，也可以與特定土壤有機碳組分的分解相互作用。對於減緩氣候變遷來說，在特定區域在很長一段時間（千年）內，施用生物炭導致土壤有機碳庫相對於大氣二氧化碳庫淨增加時，有效的土壤有機碳固存會在農業土壤發生。未來幾年內將會針對此現象進行探討。

6.5. 社會經濟效益

生物炭生產相關投資和碳補償市場充滿不確定性，需要透過健全的經濟和完整生命週期予以分析並探討。遺憾的是，本研究中沒有針對社會經濟效益進行分析。

6.6. 該措施的其他效益

在土壤中施用生物炭後，土壤的物理特性產生本質的且顯著的變化。這無疑是與生物炭的特殊性質有關，特別是高比表面積（specific surface area）以及低容積密度。所使用生物炭的總孔隙度為 2722 立方公厘 / 克；儲存孔隙占總孔隙度的 75%，殘留孔隙占 15%，傳輸孔隙占 10%。10 公厘以上的顆粒尺寸占總質量的 16.5%；23.5% 在 4~10 公厘之間，45% 在 2~4 公厘之間，15% 小於 2 公厘。根據孔徑分佈的分析結果顯示，這些變化與孔隙功能有關，原因是孔徑值增加對應於水張力值的減少（即 1 公厘= pF3.5，3 公厘= pF3；10 公厘= pF2.5，以此類推）。尤其是傳輸孔隙讓空氣和水更容易流動，傳輸孔的普遍存在對土壤–水–植物的關係，以及保持良好土壤結構條件都相當重要。另外一方面，儲存孔隙和殘留孔隙分別負責儲存植物水分的儲存和微生物和礦物養分的儲存（Sohi et al., 2010）。這些物理特性有助於解釋該實驗中，添加生物炭增加土壤含水量的方式，進而證實及擴展其他研究人員的發現，其他研究人員也發現砂質土壤經施用生物炭改良劑後，保水能力提升（Brockhoff et al., 2010）。

6.7. 規模擴大

在封閉的農場生產鏈下，基於高分配率的生物炭策略，似乎只有從多年施用的方式出發才是可行的做法。例如，如果我們假設在義大利中部 1 公頃的葡萄園，每年平均產生 1.5 噸的乾燥殘體（修剪），這種殘體經熱化學轉換能產生 0.5 噸 / 公頃的生物炭，以為期 40 年且輪流施用生物炭的程序，可以從 40 公頃土地上獲得 20 噸 / 公頃的生物炭施用率。當然，如果將其他農業殘體（如酒糟）用於生產生物炭時，而生物炭能刺激地面生物量的生產，如其他作物一樣，則有助於縮短輪作時間（Vaccari et al., 2011）。

7. 該措施的潛在缺點

7.1. 權衡對土壤功能的其他威脅

表 58. 土壤威脅

土壤威脅	
土壤沾染 / 汙染	10 年的結果顯示，施用兩次優質生物炭（44 噸 / 公頃）（BB）的土壤系統中，多環芳香族碳氫化合物的含量在短期內（施用生物炭 1~3 年後）明顯增加，但長期（5~7 年）沒有增加。然而，多環芳香族碳氫化合物的總濃度仍然低於部分歐洲國家所規定的最大可接受濃度（Rombolà et al., 2019）。

7.2. 溫室氣體排放量增加

本研究沒有針對溫室氣體進行分析。

8. 採用該措施的潛在障礙

表 59. 採用該措施的潛在障礙

障礙	有 / 無	
文化	無	在義大利施用生物炭到土壤中仍處於試驗階段。有許多公開的田間實驗，還有一些由國家研究委員會（National Research Council, CNR）和大學進行的長期實驗，但生物炭作為農業措施尚未廣泛使用。
經濟	有	在義大利，生物炭技術相對較新穎，其成本和影響相關的探討也才剛起步。
機構	有	義大利生物炭協會（Italian Biochar Association, ICHAR）於 2009 年成立，目的是在研究機構和私營部門之間建立協同效應和合作，推廣與施用生物炭相關的解決方案、技術、進階研究和示範活動等，作為減緩溫室氣體排放，以及提高作物產量的可能性策略。自 2009 年以來，義大利生物炭協會的合作夥伴包括研究機構（公私部門）、生物炭生產商、公共管理部門、農業食品部門的農民和公司，以及有機農業組織。
法律（土地權利）	有	第 186 版義大利法律公報（Gazzetta Ufficiale Della Republica Itali-ana）於 2015 年 8 月 12 日公布「針對 2010 年 4 月 29 日第 75 號肥料法令附件 2 和 7 之修改」。該修正為因應義大利生物炭協會之要求，法令修改後，義大利農業、食品和林業部（Ministry of Agriculture, Food and Forestry）將生物炭列入土壤改良劑名單，允許義大利農業使用，並訂定生物炭的技術規範。附件 2 中在修訂後，納入重金屬的最低限度，並根據碳和灰分的含量，定義三項生物炭品質等級。2016年 6 月 28 日 GU Serie Generale n.188 號法令規定有機汙染物的最低限度（見 Ministero delle politiche Agricole alimentary e forestali, 2016）。 義大利生物炭協會要求附件 13 需進行進一步修改，將生物炭納入有機農業許可的改良劑清單，農業、食品和林業部已接受此項要求。
知識	有	葡萄園種植者並不太瞭解生物炭
自然資源	有	在義大利，生物炭在必須完全符合農林部門的可追溯植物性生物質規定下生產。沒有廢棄物和動物糞肥。

照片

照片 26. 2009 年長期實驗開始時的生物炭分佈，該地點位於義大利蒙特普齊亞諾的拉布萊斯卡

照片 27. 2009 年長期實驗開始時的生物炭分佈，該地點位於義大利蒙特普齊亞諾的拉布萊斯卡

照片 28. 2020 年進行的葡萄園實驗

照片左側為施用生物炭 10 年後，右側為對照未施用生物炭，該地點位於義大利蒙特普齊亞諾的拉布萊斯卡。

參考文獻

Baronti, S., Vaccari, F.P., Miglietta, F., Calzolari, C., Lugato, E., Orlandini, S., Pini, R., Zulian, C. & Genesio, L. 2014. Impact of biochar application on plant water relations in *Vitis vinifera* (L.). *Eur. J. Agron.,* 53: 38–44. https://doi.org/10.1016/j.eja.2013.11.003

Blackwell, P.S. 2000. Management of water repellency in Australia, and risks associated with preferential flow, pesticide concentration and leaching. *J. Hydrol.,* 232: 384–395. https://doi.org/10.1016/S0022-1694(00)00210-9

Brockhoff, S.R., Christians, N.E., Killorn, R.J., Horton, R. & Davis, D.D. 2010. Physical and mineral-nutrition properties of sand-based turfgrass root zones amended with biochar. *Agron. J.*, 102: 1627–1631. https://doi.org/10.2134/agronj2010.0188

Genesio, L., Miglietta, F., Baronti, S. & Vaccari, F.P. 2015. Biochar increases vineyard productivity without affecting grape quality: results from a four years field experiment in Tuscany. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 201: 20–25. https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.11.021

Giagnoni, L., Maienza, A., Baronti, S., Vaccari, F. P., Genesio, L., Taiti, C., Martellini, T., Scodellini, R., Cincinelli, A., Costa, C., Mancuso, S. & Renella, G. 2019. Long-term soil biological fertility, volatile organic compounds and chemical properties in a vineyard soil after biochar amendment. *Geoderma*, 344: 127-136. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.03.011

Gomez, J.D., Denefa, K., Stewart, C.E., Zhengd, J. & Cotrufo, M.F. 2014. Biochar addition rate influences soil microbial abundance and activity in temperate soils. *Eur. J. Soil Sci.*, 65: 28–39. https://doi.org/10.1111/ejss.12097

Lehmann, J. & Joseph, S. (Eds.). 2015. *Biochar for environmental management: science, technology and implementation*. Routledge.

IUSS Working Group WRB. 2015. *World Reference Base for Soil Resources 2014, update 2015*. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. World Soil Resources Reports No. 106. FAO, Rome

Maienza, A., Baronti, S., Cincinelli, A., Martellini, T., Grisolia, A., Miglietta, F., Renella, G., Stazi R.S., Vaccari, F.P. & Genesio, L. 2017. Biochar improves the fertility of a Mediterranean vineyard without toxic impact on the microbial community. *Agronomy for Sustainable Development*, 37(5): 47. https://doi.org/10.1007/s13593-017-0458-2

Ministero delle politiche agricole alimentari e forestali. Decreto 28 giugno 2016, Gazzetta Ufficiale, 2016 [online]. [Cited 10 December 2020]. http://www.gazzettaufficiale.it/atto/serie_generale/caricaDettaglioAtto/originario?atto.dataPubblicazioneGazzetta=2016-08-12&atto. codiceRedazionale=16A05930&elenco30giorni=false

Ritsema, C.J. & Dekker, L.W. 2000. Preferential flow in water repellent sandy soils: principles and modeling implications. *J. Hydrol.*, 231–232: 308–319. https://doi.org/10.1016/S0022-1694(00)00203-1

Rombolà, A. G., Meredith, W., Snape, C. E., Baronti, S., Genesio, L., Vaccari, F. P., Miglietta F. & Fabbri, D. 2015. Fate of soil organic carbon and polycyclic aromatic hydrocarbons in a vineyard soil treated with biochar. *Environ. Sci. Technol*, 49(18): 11037-11044. https://doi.org/10.1021/acs.est.5b02562

Rombolà, A.G., Fabbri, D., Baronti, S., Vaccari, F.P., Genesio, L. & Miglietta, F. 2019. Changes in the pattern of polycyclic aromatic hydrocarbons in soil treated with biochar from a multiyear field experiment. *Chemosphere*, 219: 662-670. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.11.178

Santillán, D., Sotés, V., Iglesias, A. & Garrote, L. 2019. Adapting viticulture to climate change in the Mediterranean region: Evaluations accounting for spatial differences in the producers-climate interactions. *In BIO Web of Conferences* (Vol. 12, p. 01001). EDP Sciences.

Sohi, S.P., Krull, E., Lopez-Capel, E. & Bol, R. 2010. A review of biochar and its use and function in soil. *Adv. Agron.*, 105: 47–82.

Spokas, K.A., Baker, J.M. & Reicosky, D.C., 2010. Ethylene: potential key for biochar amendment impacts. *Plant Soil*, 333(1–2): 443–452. https://doi.org/10.1016/S0065-2113(10)05002-9

USDA. 2005. *National Soil Survey*. United States Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Service.

Vaccari, F.P., Baronti, S., Lugato, E., Genesio, L., Castaldi, S., Fornasier, F. & Miglietta, F. 2011. Biochar as a strategy to sequester carbon and increase yield in durum wheat. *Eur. J. Agron.*, 34: 231–238. https://doi.org/10.1016/j.eja.2011.01.006

15. 義大利北部的保育性農業措施

Stefano Brenna

Regional Agency for Agriculture and Forests (ERSAF), Lombardy, Italy
義大利區域農業與林業服務局（ERSAF）

1. 相關措施

堆保育性農業，適當的灌溉措施

2. 案例研究說明

Life HelpSoil 計畫的目的是將義大利北部的保育性農業系統，與慣行的「可耕犁」農業進行比較，該計畫始於 2013 年，於 2017 年結束（http://www.lifehelpsoil.eu）。為此，該計畫連續三年實際在農場的 20 個實驗點，監測多項的農藝和環境指標，每個地點安排兩塊試驗樣區，分別依保育性和慣行措施進行耕種。保育性措施包括三種實驗處理方式：（1）最小土壤干擾，透過採用免耕，及部分農場最少耕犁之技術；（2）永久性土壤覆蓋，透過使用覆蓋作物和將作物殘體返回土壤表面；及（3）改善作物輪作，透過擴展栽培物種之數量和多樣性。這些相比較於慣行措施包含實行往常措施下所測得的「二氧化碳排放基線」（business as usual, BAU），即使用犁板犁準備播種的床土，翻土深度為 30~40 公分，接著再進行細化作業。土壤的測量指標包括土壤有機碳的固存潛力、土壤生物多樣性〔蚯蚓豐富度、以微型節肢動物存在 / 豐富度為基礎的土壤生物品質（Soil Biological Quality, QBSar）指數（Menta et al., 2018）、土壤生物活性〔土壤生物肥力（Soil Biological Fertility, IBF）指數〕、土壤侵蝕發生率和土壤聚合穩定性。除土壤健康外，還記錄耕犁和進行土壤管理的化石燃料消耗、灌溉水用量和作物產量。保育性農業措施的整體效果是正向的，顯示土壤保護管理措施對土壤有機碳儲量具有正面的影響；土壤肥力、土壤生物多樣性和氣候農業生態系統服務也有所改善，同時亦提高農村環境品質，維持了種植系統的獲利能力（Brenna and Tabaglio, 2017）。

3. 案例研究背景

本研究於義大利北部進行，範圍包括整個波河平原以及阿爾卑斯山與亞平寧山脈接壤處，這些地方為農業非常密集的丘陵地景。試驗地點以不同的土壤類型為特徵，有黏移土（Luvisols）、膨轉土（Vertisols）、變育土（Cambisols）和沖積土（Fluvisols）（IUSS-WRB, 2007），表層土壤的黏粒含量約為 7~49%，pH 值為 5.6 到大於 8。整個波河平原耕地由於過去的密集開發導致土壤有機碳含量低，在前 30 公分深度範圍內為 34~60 噸碳 / 公頃，因此，若透過適當的措施來管理，碳恢復的潛力就非常高。整個地區的主要作物系統是種植冬季穀物〔小麥（*Triticum aestivum*）和大麥（*Hordeum vulgar*）〕、紫花苜蓿，以及夏季作物〔（玉米（*Zea mays*）、大豆（*Glycine max*）和高粱（*Sorghum bicolor*）〕。其中一個實驗農場種有水稻。研究地點的冬季覆蓋作物由穀物（義大利黑麥草、黑小麥）或混和物種〔野豌豆（*Vicia sativa*）、黑麥（*Secale cereale*）、義大利黑麥草和櫻桃蘿蔔（*Raphanus sativus*）〕組成，其施用方式依照保育性措施管理。除位於丘陵地區的農場外，研究地點所在的農場都有進行灌溉。有些農場是乳牛養殖場，土壤施肥時使用糞肥，該地區的平均年降雨量約 650~1000 毫米 / 年以上。

4. 擴大規模的可能性

義大利北部耕地面積約為 450 萬公頃，占其土地面積的 38%。該地區目前只有 4.5% 的農田透過少耕做法進行管理。然而，由於有助於緩解和適應氣候變遷，保育性措施引起了越來越多的興趣。Life HelpSoil 計畫結果評估了義大利農村發展計畫（Rural Development Plans）針對慣行管理措施改為保育性管理措施的農民提供獎勵。該獎勵措施為廣泛策略之一，目的是支持農業措施的發展，不僅支持提供服務（食物）及其他支持和監管服務，如緩解和調適氣候變遷、控制土壤侵蝕、改善水質和提高生物多樣性。Life HelpSoil 計畫的結果，與在義大利和世界各地進行的許多其他研究中觀察到的結果相似，證實透過保育性管理措施來進行土壤碳固存，被視作可行方法，可提高耕犁系統的永續性，同時為社會提供公共財（Brenna, Piazzi and Rocca, 2016; Brenna and Tabaglio, 2017）。然而，擴大保育性措施的規模需要投入技術支援與服務。該技術支援能協助農民改善作物管理策略和栽培方法，並克服對未經常採用相關技術的憂慮感。缺乏合適設備（如草地播種機）或不當的覆蓋作物管理可能會對採用該措施造成阻礙。

5. 對土壤有機碳庫存的影響

研究結果顯示，採用保育性措施管理的樣區之土壤有機碳庫存，平均比慣行管理的樣區高7.3%(63.4噸碳 / 公頃相比59.1噸碳 / 公頃)(Perego et al., 2019)。然而，在部分樣區開始實施計畫之前，至少已經採用 8~10 年保育性措施，檢測到的土壤有機碳庫存超過 70 噸碳 / 公頃。在慣行管理的樣區上發現了最低土壤有機碳庫存 (43.5 噸碳 / 公頃) 。額外的碳儲量潛力高達 0.6~0.8 噸碳 / 公頃 / 年。此外，本研究亦採用模擬方法來評估保育和慣行措施的碳平衡。根據模型模擬 (ARMOSA 模型) 顯示，如果充分應用保育性措施，可以以 0.4~0.5 噸碳 / 公頃 / 年的速度增加土壤有機碳庫存 (Perego et al., 2019) 。然而，研究結果顯示，土壤類型和作物系統的強烈差異會影響土壤有機碳庫存的變化 (Valkama et al., 2020) 。穀物、油料、草料和其他草本作物的種植尤其受益於保育性措施；在作物輪作中引入覆蓋作物，可以在採用保育性措施時，提高額外的土壤有機碳儲量，並在義大利北部的土壤氣候條件下，限制耕地的碳損失 (表 60) 。與坋質土壤相比，黏土含量相對較高的土壤，對土壤有機碳累積的反應更為強烈。但根據 Life HelpSoil 計畫的資料證實，耕地可以採用保育性措施進行管理，以固碳和增加土壤有機碳庫存。

表 60. 波河平原土壤有機碳庫存的演變與保育性農業措施

地點	氣候區	土壤類型	基準線碳庫存 (噸碳 / 公頃)	額外的碳儲量 (噸碳 / 公頃 / 年)	持續時間 (年)	深度 (公分)	更多資訊	參考文獻
義大利北部，波河平原	暖溫帶濕潤	黏移土 (Luvisols) 膨轉土 (Vertisols) 變育土 (Cambisols) 沖積土 (Fluvisols)	591	高達 0.6~0.8	5~10	0~30	基準線 (平均值) 於採用慣行管理的土壤測得	www.lifehelpsoil.eu
				0.4~0.5	20		以模型模擬為準	

6. 該措施的其他效益

6.1. 改善土壤性質

事實證明，保育性管理措施可以改善許多的土壤性質和品質。在 Life HelpSoil 案例研究中，所有以這些措施管理的地點，其土壤聚集穩定性變高、水滲透性和保水能力增加，土壤穿刺阻力減少，土壤的生物多樣性和生物活性增加 (Fiorini et al., 2020) 。

6.2. 最小化對土壤功能的威脅

表 61. 土壤威脅

土壤威脅	
土壤侵蝕	層蝕和紋溝侵蝕大幅減少，由於土壤永久覆蓋（覆蓋作物和 / 或留在土地表面的作物殘體）和聚合穩定性較高，有助於保護土壤不受雨滴影響並防止溢流。
養分的失衡和循環	整體來說，植物養分有效性改善，損失減少。
土壤沾染 / 汙染	土壤覆蓋（覆蓋作物和作物殘體）增強土壤過濾和緩衝的能力。
土壤生物多樣性損失	在保育性農業下，蚯蚓數量增加 2~3 倍（每平方公尺 321 隻相比 123 隻），微型節肢動物的數量增加 30%（QBSar 指數：83 相比 63）。
土壤壓實	所有土壤類型中，積水和土壤表面結皮通常會降低土壤聚集體的水穩定性指數（water stability index, WSI）高達 47~49%。
土壤水分管理	透過減少蒸發損失和滲漏，提高土壤保水能力，以及長期儲存雨水和灌溉水，提高用水效率。

6.3. 產量增加（如食物、燃料、飼料、木材）

波河平原為高產的農業區，土壤保育性管理措施的好處讓作物產量逐年穩定。然而，在開始實施保育性措施時（尤其是前幾年），產量預期會略為下降。雜草防治往往是最關鍵的議題。此外，即使做法隨著時間改進和調整，有助於逐步縮小現有差距，但要維持相同的水稻產量卻更具挑戰性（Brenna and Tabaglio, 2017）。

6.4. 緩解和適應氣候變遷

農場間存在可觀的差異對燃料消耗造成強烈影響，燃料消耗的平均數值類似。然而，研究顯示，若嚴謹實施保育性措施，實際上可以降低機械運作所需消耗的化石燃料量（達到 -50~60%），而且因為減少機械化，間接的二氧化碳排放也會減少。在這種情況下，在實驗地點進行免耕預計可以節省高達 500~750 公斤二氧化碳當量 / 公頃 / 年的排放量，最少耕犁則可以減少高達 150~200 公斤二氧化碳當量 / 公頃 / 年的排放量，原因是柴油使用量減少。完整的碳足跡分析（生命週期評估方法）顯示出高度變異

性是因為耕作系統和農場機械化的巨大差異。整體來說，採用保育性措施通常可以降低碳足跡（依據農場的情況，從幾百到幾千公斤二氧化碳當量 / 公頃 / 年不等），如果同時考慮到土壤有機碳固存（在此情況下通常表示為負排放），碳足跡則會大幅降低。最後，雖然 Life HelpSoil 研究沒有直接評估甲烷和氧化亞氮的排放量，但根據現有的文獻，具有合理的理由認為保育性和慣行管理措施之間的甲烷和氧化亞氮排放量沒有明顯差異。而對於緩解和適應氣候變化的貢獻方面，主要是改善水和空氣品質、調節水流、減少洪水風險、增加斜坡穩定性、土壤侵蝕風險，以及豐富地景和生物多樣性。

6.5. 社會經濟效益

應該將從慣行制度轉向保育制度的過程應可視為能夠帶來收益的投資，根據我們的經驗，並取決農場和土壤類型，尤其是在 5~7 年的時間範圍內。事實上，一旦「土壤–耕作系統」達到新平衡時，就可以產生更高的利潤、降低生產成本，並節省時間，以利有更多的時間投入多樣化農業活動，或發展創新（Brenna and Tabaglio, 2017）。根據 Life HelpSoil 計畫的經驗顯示，就算結果不會立竿見影，但長遠來看會有正向的經濟回饋；特別是，土壤壓實、雜草控制和覆蓋作物管理已被證明是與確保經濟效益最相關的面向。此外，研究結果能讓大眾瞭解，主要透過降低生產成本，並遵照共同農業政策（Common Agricultural Policy, CAP）目標，藉由更謹慎和更少影響地利用土壤資源，可以更有效地保護農民的收入。

7. 該措施的潛在缺點

7.1. 權衡對土壤功能的其他威脅

表 62. 土壤威脅

土壤威脅	
養分的失衡和循環	畜牧養殖場可能出現糞肥管理方面的挑戰。
土壤沾染 / 汙染	雜草防治有時或許是關鍵。適當管理作物殘體和覆蓋作物至關重要。
土壤壓實	土壤結構更穩定，但必須避免土壤壓實，確保在土壤條件最佳時進行田間工作，並使用合適的機械。

7.3. 產量減少（如食物、燃料、飼料、木材、纖維）

轉換為保育性措施後，可能經歷過渡期，此時作物產量會先下降，然後再恢復到先前觀察到的產量。在研究開始前，Life HelpSoil 計畫的樣區就已經採用保育性措施進行一段時間，其產量與耕犁地相似。最近才改用保育性做法的樣區，夏季作物產量（玉米、大豆）平均下降 15%。然而，多數土壤和作物觀察到的作物產量降低過渡期大約是五年。

8. 實行該措施前的建議

土壤保育性原則未妥善應用通常會對產量結果不利。因此，農民和農業顧問培訓、宣傳以及示範活動的投資扮演重要的角色。讓農民有真正分享經驗的機會，透過落實最佳措施的農場網絡展示「最佳範例」，並且促進培訓課程、知識傳播和資訊交流的機會，都是推廣措施的範例。此外，還需要對措施進行調整，以適應氣候條件和作物系統，並瞭解除了在減少耕犁上進行改變外，還需實施永久性土壤覆蓋和多樣化的作物輪作，此時保育性措施的實行將有助於改善土壤功能（土壤活力和肥力），以及農業生態系統服務（從碳固存和碳儲量開始）（Brenna and Tabaglio, 2017）。

9. 採用該措施的潛在障礙

表 63. 採用該措施的潛在障礙

障礙	有 / 無	
生物物理	無	適合所有的土壤；坋質土壤經常碰到障礙。
文化	有	教育和培訓是必須的。
社會	有	缺乏支援服務和技術援助。
經濟	有	對過渡期間減產的擔憂。
機構	無 / 有	提供補貼以利推廣措施。
知識	有	缺乏經驗和技能。
自然資源	無	所有農場幾乎都適用，但需進行調整。

照片

照片 29. 冬季覆蓋作物

照片 30. Life HelpSoil 計畫研究地點

參考文獻

Brenna, S. & Tabaglio, V., eds. 2017. LifeHelpSoil – Guidelines for Conservation Agriculture application and dissemination. Studio Chiesa. ISBN 978-88 9932903 7

Brenna, S., Piazzi, M. & Rocca, A. 2016. Soil carbon sequestration and biological activity in conservation agriculture systems in North Italy. Proceedings of the International Conference on conservation agriculture and Sustainable Land Use, Budapest, Hungary. ISBN 978-963-9545-51-9

Brenna, S., Rocca, A., Sciaccaluga, M. & Grandi, M. 2014. Effect of soil conservation practices on organic carbon in Vertisols and Luvisols of Northern Italy. In Oelbermann, M. (Ed.) Sustainable agroecosystems in climate change mitigation. Wageningen Acad. Publishers, chapter 1: 17-32.

Fiorini A., Boselli R., Maris S.C., Santelli S., Perego A., Acutis M., Brenna, S. & Tabaglio, V. 2020. Soil type and cropping system as drivers of soil quality indicators response to no-till: a 7 year field study. Applied Soil Ecology, 155: 103646. https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2020.103646

Life HelpSoil. Project website [online]. [Cited 27 January 2021]. www.lifehelpsoil.eu

Menta, C., Conti F.D., Pinto, S. & Bodini, A. 2018. Soil Biological Quality Index (QBS-ar): 15 years of application at global scale. Ecol. Indic., 85: 773-780. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.11.030

Perego, A., Rocca, A., Cattivelli, V., Tabaglio, V., Fiorini, A., Barbieri, S., Schillaci, C., Chiodini, M.E., Brenna, S. & Acutis, M. 2019. Agro-environmental aspects of conservation agriculture compared to conventional systems: A 3-year experience on 20 farms in the Po valley (Northern Italy). Agricultural Systems, 168: 73 – 87. https://doi.org/10.1016/j.agsy.2018.10.008

Valkama, E., Kunypiyaeva, G., Zhapayev, R., Karabayev, M., Zhusupbekov, E., Perego, A., Schillaci, C., Sacco, D., Moretti, B., Grignani, C. & Acutis, M. 2020. Can conservation agriculture increase soil carbon sequestration? A modelling approach. Geoderma, 369: 114298. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114298

16. 義大利巴西利卡塔省馬泰拉市的地中海橄欖園之永續管理

Adriano Sofo[1], Assunta Maria Palese[2]

[1] Department of European and Mediterranean Cultures: Architecture, Environment, Cultural Heritage (DiCEM, University of Basilicata, Matera, Italy

義大利巴西利卡塔大學歐洲與地中海文化系：建築、環境、文化遺產（DiCEM）

[2] Ages s.r.l.s – Academic spin-off, University of Basilicata, Potenza, Italy

義大利巴西利卡塔大學衍生企業Ages s.r.l.s

1. 相關措施

覆蓋作物（cover cropping）、有機敷蓋（organic mulch）、免耕（no-till）、肥灌（fertigation）、礦物質施肥（mineral fertilization）、適當的灌溉措施

2. 案例研究說明

基於 2000 年典型的地中海背景下，長期實行永續措施的橄欖園管理，與傳統的農藝管理效果。研究者建立了一項個案研究。具體來說，在一座成熟的橄欖園（佔地一公頃寬，156 株 / 公頃，樹齡 70 年以上）中，採用了已發展 20 年的永續技術，以保護和提高土壤有機質（soil organic matter）含量，以維護橄欖樹的生產力。該永續發展的果園（*S*mng）於從 3 月~10 月期間，以城市廢水進行滴灌（平均 2850 立方公尺 / 公頃 / 年）。這些廢水由某試驗單位根據簡化方案處理，旨在回收有機物和氮作為肥料物質（Palese et al., 2009）。每年冬季會進行輕度修剪，以達到樹木營養生長與生殖生長（vegetative-reproductive）之間的平衡。土壤被自播種（self-seeding）的雜草長期覆蓋，並且每年至少修剪兩次。被切碎的雜草和修剪的殘體，將作為敷蓋物質留於行間。肥灌是按照養分平衡的方法實施，考慮到養分的輸入（透過廢水）、輸出（透過產量）和橄欖樹系統中的回收 / 固定（透過修剪下的枝葉、衰老的樹葉、覆蓋作物）。在早春時節，會分配綜合量約 40 公斤 / 公頃 / 年的硝酸態氮（$N\text{-}NO_3^-$），以完全滿足植物的營養需求，並以具有相同特徵的相鄰果園（一公頃）會作為「對照」（*C*mng）。該果園採用雨養（rainfed）灌溉，每年進行 2~3 次耕犁管理（耙地至 10 公分深），以控制雜草。每 兩年進行一次密集修剪，並自橄欖園清除修剪後的殘體。根據經驗，每年早春使用粒狀產品進行一次礦物質施肥。

該文獻的統計分析是使用 Sigmastat 3.1 軟體（SPSS Inc.，Quarry Bay，香港）。所有測量參數的平均值皆以果園管理類型（*S*mng 和*C*mng）為因子，進行單因子變異數分析（ANOVA）處理。並以 Fisher's LSD 檢驗之 $p \leq 0.05$，區別平均值。試驗以五個獨立複合土壤樣本（$n = 5$），作為五重複分析。

3. 案例研究背景

橄欖是地中海地區廣泛種植的作物。其中，義大利是世界上最大的橄欖和橄欖油生產國之一（IOC, 2020 ）。廣泛的土壤氣候（pedoclimatic）條件和地形組合，多樣的品種和橄欖園管理類型，為義大利橄欖種植的特點。這些栽培管理模式，使其成為具有不同的目標的多功能農村，包括：經濟 / 生產、社會、地景、環境、休閒、土地保護和美食旅遊。

具體而言，該個案研究位於義大利南部的巴西利卡塔地區，馬泰拉省（北緯 40°29'；東經 16°28'）內名為費蘭迪納（Ferrandina）的村莊。原生栽培品種「Maiatica di Ferrandina」是一種油用與食用兼具的兩用栽培品種，在該地區域廣泛流行，可以生產出良好的油和美味的食用橄欖。這些橄欖於黑色成熟階段收穫，然後按照當地典型的方法進行加工，以獲得烤乾的核果，即為費蘭迪納的優秀特產（Brighigna, 1998）。

該地區的特點是暖溫帶乾燥氣候，年降雨量為 558 毫米（1995~2017 年平均），年平均溫度為 16.0℃。土壤為砂質壤土，以沉積物為母質的簡育鈣積土（Haplic Calcisol）（Lal, 2017）。個案研究的覆蓋範圍可以定義為本地。

4. 擴大規模的可能性

鑒於橄欖種植的重要性和此作物的覆蓋面積，這項研究可以擴大適用於整個地中海地區（橄欖覆蓋面積為 980 萬公頃，12 億株植物）。

5. 對土壤有機碳庫存的衝擊

表 64. 橄欖樹種植園實施永續管理 20 年後的土壤有機碳庫存變化

土壤深度（公分）	基準線土壤有機碳庫存（噸土壤有機碳 / 公頃）[a]	額外的土壤有機碳儲量潛力（噸土壤有機碳 / 公頃 / 年）	永續管理 20 年後的土壤有機碳庫存（噸土壤有機碳 / 公頃）	參考文獻 [b]
0~5	7.20 ±1.49 b	0.61 ±0.07	19.39 ±0.13 a	Sofo, Mininni and Ricciuti (2020); Sofo *et al.* (2019a, 2019b); Palese *et al.* (2014)
5~10	8.26 ±1.04 a	0.02 ±0.04	8.58 ±0.21 a	
10~20	4.76 ±0.27 b	0.14 ±0.01	7.56 ±0.17 a	
20~30	5.27 ±0.64 b	0.09 ±0.03	7.08 ±0.08 a	
30~50	3.19 ±1.15 b	0.08 ±0.04	4.80 ±0.26 a	
60~80	2.94 ±1.37 a	0.05 ±0.06	3.95 ±0.26 a	
80~100	1.93 ±0.48 b	0.05 ±0.01	2.89 ±0.33 a	

[a] 基準線土壤有機碳庫存對應至 20 年後的 *C* mng，整個實驗期間在統計上維持不變

[b] 每個值代表五種獨立的複合土壤樣本（n=5）的平均值（±標準差）

根據 Fisher's LSD 檢驗，平均值以 P≤0.05 為界線

兩種實驗處理（*S* mng 和 *C* mng）之間，帶有不同字母的土壤有機碳庫存值有統計學上的差異（P≤0.05）

6. 該措施的其他效益

6.1. 改善土壤性質

物理性質

S_{mng} 系統顯示出較高的土壤大孔隙率（0~30 公分土層中 9.4% 對 5.6%，體積 / 體積）、較低的土壤容積密度（1.25 對 1.38 克 / 立方公分），以及更好的土壤結構，其特點是尺寸較小的大孔隙（50~500 公厘），相互連接且沿剖面均勻分佈，對土壤水分移動（soil water movement）產生了正面影響（160 對 13 公厘 / 天的水垂直滲透）。與 C_{mng} 土壤相比，這使得 S_{mng} 系統攔截和儲存水的效率更高（4.250 對 2.935 立方公尺 / 公頃的保水力）（Celano et al., 2011; Palese et al., 2014）。此外，在 S_{mng} 系統中，水穩定團粒（water stable aggregate）值更高，賦予土壤結構更高的穩定性（Lombardo et al., 2019）。

在兩個系統中，0~90 公分的土壤剖面層是不同的，因為在 S_{mng} 系統中，草根和土壤大型動物（macrofauna）的存在較多，導致土壤大孔隙率較高，使土壤容積密度下降（Sofo et al., 2019b）。

化學性質

與 C_{mng} 土壤相比，S_{mng} 系統的土壤具有明顯較低的 pH 值（0~30 公分土層為 7.23 對 7.91），較高的土壤有機碳（0~30公分土層為 13.18 對 10.59 克 / 公斤土壤）和土壤總氮（0~30 公分土層為 1.56 對 1.13），較低的碳氮比（C / N ratio）（0~30 公分土層為 7.69 對 9.33），較高的陽離子交換能力（cation-exchange capacity），以及較高的大量營養素（macronutrient）（尤其是氮、磷、鉀，但也包括鈣和鎂）和微量營養素（micronutrient）（尤其是鐵、鋅和銅）的含量（Sofo et al., 2019b）。

生物性質

S_{mng} 系統的土壤具有更高的遺傳、功能和代謝上的多樣性，細菌、真菌和土壤生物的豐富度和活性（在 S_{mng} 系統中：0~30 公分土層中有細菌 35.6 × 10^6 CFU / 克土壤和真菌 21.4 × 10^4 CFU / 克土壤，以及 25 × 25 × 25 公分深的土塊中有 4.011 克蚯蚓和 0.552 克其他大型土壤生物；C_{mng} 系統中：0~30 公分土層中有細菌 10.0×10^6 CFU / 克土壤和真菌 2.9 × 10^4 CFU / 克土壤，以及 25 × 25 × 25 公分深的土塊中有 1.397 克蚯蚓和 0.252 克其他大型動物）（Sofo et al., 2014; Sofo, Mininni and Ricciuti, 2020）。週期性地施用當地所產生的有機物質作為永續果園管理，土壤微生物和大型動物有較正面的反應（Sofo et al., 2010, 2014）。

6.2 最小化對土壤功能的威脅

表 65. 土壤威脅

土壤威脅	
土壤侵蝕	在小塊樣區上透過降雨模擬器進行的比較試驗中，與 C_{mng} 系統相比，S_{mng} 系統將地表逕流（surface runoff）減少至約 1 / 3，並將土壤流失減少至零（Palese et al., 2015）。 由於 S_{mng} 系統中，覆蓋作物和免耕賦予土壤結構更高的穩定性，使水穩定團粒數量明顯較多（Lombardo et al., 2019）。這減少了雨水拍打作用和地表逕流造成的土壤侵蝕風險，避免讓土壤團粒破碎成更小的顆粒和表面結皮（crust）的形成。
養分的失衡和循環	在 S_{mng} 系統中： 透過處理過的廢水分配的有機氮、磷和鉀的平均值分別為 54、3 和 50 公斤 / 公頃 / 年（Sofo et al., 2019a）；具有更高的固氮作用和增強的氮循環（Pascazio et al., 2018; Sofo et al., 2010, 2019b）。

土壤威脅	
	土壤中涵養的大量營養素（氮、磷和鉀）存量普遍增加，使外部化學肥料的投入減少或沒有（Sofo et al., 2019b）。
土壤沾染 / 汙染	在S_{mng}系統中，用經過處理的城市廢水進行灌溉，不會造成潛在的人類病原細菌或其他沾染 / 汙染（Palese et al., 2009; Sofo et al., 2019a）。
土壤酸化	因S_{mng}系統具備較高的土壤有機碳和礦物質氮，可在該土壤中觀察到輕度的酸化（在近土表 90 公分內的土壤的 pH 值約降低 0.5）（Sofo et al., 2019b）。
土壤生物多樣性	S_{mng}系統有較高的土壤動物豐富度和活力（尤其是蚯蚓），同時增強枯枝落葉分解和土壤生物擾動（bioturbation）（Sofo, Mininni and Ricciuti, 2020）。
土壤壓實	在S_{mng}系統中，以土壤大孔隙率評測的土壤壓實度明顯較低（Celano et al., 2011; Palese et al., 2014）。在C_{mng}系統中，土壤結皮和沿剖面形成的壓實層阻礙了降雨的滲透（infiltration）和滲漏（percolation），進而影響了土壤含水量（Celano et al., 2011; Palese et al., 2014）。
土壤水分管理	S_{mng}系統能夠將秋冬時節的降雨，更有效地儲存於較深的土壤層。與C_{mng}系統相比，S_{mng}系統中較高的土壤有機碳和大孔隙率，能提供土壤更佳的保水力（water holding capacity）（Celano et al., 2011; Palese et al., 2014）。

6.3. 生產方面

與 C_{mng} 系統相比，S_{mng} 系統的橄欖產量更高（8.4 對 6.3 噸 / 公頃 / 年，2001~2016 年的平均值），原因是 S_{mng} 系統中土壤水有效性較高，有效地減少了無果年份（off year），以及提高了果實大小。

6.4. 緩解和調適氣候變化

正如第 5 段所說明，S_{mng} 系統的土壤是一個重要的碳匯，特別是因為提供了系統內部的有機資源（覆蓋作物、修剪枝葉）。S_{mng} 系統也能將其地上部（產量、修剪枝葉、葉片轉換代謝、自生植被）和地下部組分（橄欖樹的根系和自生植被）的二氧化碳固定下來，並且比 C_{mng} 系統固定的二氧化碳總量高（超過兩倍）。自生植被（地上和地下部分）是最重要的碳固存池，固存約 35% 總二氧化碳固碳量。修剪枝葉在固定二氧化碳方面具有重要意義（Palese et al., 2013）。

S_{mng} 系統的土壤顯示出固氮細菌的豐富度增加，而脫氮細菌（denitrifying bacteria）較少（Sofo et al., 2010, 2019b），因此也可作為氮匯，釋放出較少的氮氧化物（NOx）（後者是強烈的溫室氣體）。由於其生物固定（biological fixation）所產生較高的氮，在較高的土壤含水量下往往決定了更多產生氮氧化物的機會，但在我們的案例中，S_{mng} 系統中應用的局部滴灌將過量和積累的水降到最低，從而減少脫氮作用（denitrification）和隨之而來的氮氧化物排放（Sofo et al., 2010）。

6.5. 社會經濟效益

就生產力和利潤而言，S_{mng} 系統是更有效的管理模式。經濟分析顯示，S_{mng} 系統的毛利（6276 歐元 / 公頃）比 C_{mng} 系統（1517 歐元 / 公頃）高出許多。這是因為其更高的產量和卓越的品質，這意味著 S_{mng} 系統可以比 C_{mng} 系統獲得更好的市場價格（Pergola et al., 2013）。

7. 該措施的潛在缺點

7.1. 權衡永續管理系統對土壤功能的其他威脅

表 66. 土壤威脅

土壤威脅	（見第 6.2 節的參考文獻）
土壤侵蝕	無利弊衡量資料
養分的失衡和循環	在春季雜草與橄欖樹競爭養分之前，提前修剪雜草和草皮很重要。
土壤水分管理	在春季雜草與橄欖樹競爭水分之前，提前修剪雜草和草皮很重要。

7.2. 溫室氣體排放量增加

根據生命週期評估（Life Cycle Assessment, LCA）方法計算，S_{mng} 系統中，每公斤橄欖的二氧化碳排放當量為 0.08 公斤的二氧化碳當量，而在 C_{mng} 系統中為 0.11 公斤（Pergola et al., 2013）。

7.3. 產量減少（如食物、燃料、飼料、木材、纖維）

如未能及時修剪自生的覆蓋作物，就會導致覆蓋作物與橄欖樹競爭水分和養分，使得橄欖樹產量減少。

8. 實行該措施前的建議

從C_{mng}系統轉為S_{mng}系統後，需要一段時間才能在土壤品質和橄欖產量方面取得首次正面成果。

9. 採用該措施的潛在障礙

表 67. 採用該措施的潛在障礙

障礙	有 / 無	
文化	有	橄欖的種植通常是基於傳統的園藝措施。這些都是長期流傳下來的措施，它們往往沒有科學和生理學基礎。因此，很難說服農民採用新技術。
經濟	有	轉換為永續系統需要一些初始成本。
機構	有	缺少具體的立法與低度的法治管理。
知識	有	需要向農民傳授技術和科學知識，以便順利轉換為永續的栽培管理系統。

照片

永續管理 (S_{mng})

慣行管理 (C_{mng})

照片 31. 研究涵蓋之兩種不同土壤管理類型的橄欖園

參考文獻

Brighigna, A. 1998. *Le olive da tavola: varietà, lavorazioni, legislazione, impiantistica e analitica di controllo*. Edagricole, Bologna, Italy.

Celano, G., Palese, A.M., Ciucci, A., Martorella, E., Vignozzi, N. & Xiloyannis, C. 2011. Evaluation of soil water content in tilled and cover-cropped olive orchards by the geoelectrical technique. *Geoderma*, 163(3–4): 163–170. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2011.03.012

IOC. 2020. *Home - International Olive Council* [online]. [Cited 17 June 2020]. https://www.internationaloliveoil.org/

Lal, R. 2017. World Reference Base for Soil Resources. *Encyclopedia of Soil Science, Third Edition*. Taylor & Francis Group, Abingdon-on-Thames, Oxfordshire United Kingdom.

Lombardo, L., Palese, A.M., Grasso, F., Duffy, D.H., Bati, C.B. & Xiloyannis, C. 2019. Mechanical tillage diversely affects glomalin content, water stable aggregates and AM fungal community in the soil profiles of two differently managed olive orchards. *Biomolecules*, 9: 639. https://doi.org/10.3390/biom9100639

Palese, A.M., Ringersma, J., Baartman, J.E.M., Peters, P. & Xiloyannis, C. 2015. Runoff and sediment yield of tilled and spontaneous grass-covered olive groves grown on sloping land. *Soil Research*, 53(5): 542–552. https://doi.org/10.1071/SR14350

Palese, A.M., Vignozzi, N., Celano, G., Agnelli, A.E., Pagliai, M. & Xiloyannis, C. 2014. Influence of soil management on soil physical characteristics and water storage in a mature rainfed olive orchard. *Soil and Tillage Research*, 144: 96–109. https://doi.org/10.1016/j.still.2014.07.010

Palese, A.M., Pergola, M., Favia, M., Xiloyannis, C., Celano, G., 2013. A sustainable model for the management of olive orchards located in semi-arid marginal areas: some remarks and indications for policy makers. *Environmental Science and Policy*, 27: 81–90. http://dx.doi.org/10.1016/j.envsci.2012.11.001

Palese, A.M., Pasquale, V., Celano, G., Figliuolo, G., Masi, S. & Xiloyannis, C. 2009. Agriculture , Ecosystems and Environment Irrigation of olive groves in Southern Italy with treated municipal wastewater: Effects on microbiological quality of soil and fruits. 129: 43–51. https://doi.org/10.1016/j.agee.2008.07.003

Pascazio, S., Crecchio, C., Scagliola, M., Mininni, A.N., Dichio, B., Xiloyannis, C. & Sofo, A. 2018. Microbial-based soil quality indicators in irrigated and rainfed soil portions of Mediterranean olive and peach orchards under sustainable management. *Agricultural Water Management*, 195: 172–179. https://doi.org/10.1016/j.agwat.2017.10.014

Pergola, M., Favia, M., Palese, A.M., Perretti, B., Xiloyannis, C. & Celano, G. 2013. Alternative management for olive orchards grown in semi-arid environments: An energy, economic and environmental analysis. *Scientia Horticulturae*, 162: 380–386. https://doi.org/10.1016/j.scienta.2013.08.031

Sofo, A., Mininni, A.N. & Ricciuti, P. 2020. Comparing the effects of soil fauna on litter decomposition and organic matter turnover in sustainably and conventionally managed olive orchards. *Geoderma*, 372: 114393. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114393

Sofo, A., Mininni, A.N., Fausto, C., Scagliola, M., Crecchio, C., Xiloyannis, C. & Dichio, B. 2019a. Evaluation of the possible persistence of potential human pathogenic bacteria in olive orchards irrigated with treated urban wastewater. *Science of the Total Environment*, 658: 763–767. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.264

Sofo, A., Ricciuti, P., Fausto, C., Mininni, A.N., Crecchio, C., Scagliola, M., Malerba, A.D., Xiloyannis, C. & Dichio, B. 2019b. The metabolic and genetic diversity of soil bacterial communities depends on the soil management system and C/N dynamics: The case of sustainable and conventional olive groves. *Applied Soil Ecology*, 137: 21–28. https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2018.12.022

Sofo, A., Ciarfaglia, A., Scopa, A., Camele, I., Curci, M., Crecchio, C., Xiloyannis, C. & Palese, A.M. 2014. Soil microbial diversity and activity in a Mediterranean olive orchard using sustainable agricultural practices. *Soil Use and Management*, 30(1): 160–167. https://doi.org/10.1111/sum.12097

Sofo, A., Palese, A.M., Casacchia, T., Celano, G., Ricciuti, P., Curci, M., Crecchio, C. & Xiloyannis, C. 2010. Genetic, functional, and metabolic responses of soil microbiota in a sustainable olive orchard. *Soil Science*, 175(2): 81–88. https://doi.org/10.1097/SS.0b013e3181ce8a27

17. 西班牙、義大利和葡萄牙的地中海類稀樹草原的混農林牧草原系統

Mohammad I. Khalil[1], Cláudia M.d.S. Cordovil[2], Rosa Francaviglia[3], Beverley Henry[4], Katja Klumpp[5], Peter Koncz[6], Mireia Llorente[7], Beata E. Madari[8], Muñoz-Rojas Miriam[9,10], Nerger Rainer[11]

（共同作者按字母順序排列）

[1] School of Applied Sciences & Technology, Prudence College Dublin, Dublin 22 and S chool of Biology & Environmental Science, University College Dublin, Dublin 4, Ireland
愛爾蘭都柏林普魯登斯學院應用科學與技術學院、都柏林大學生物與環境科學學院

[2] University of Lisbon, School of Agriculture, Forest Research Center, Lisboa, Portugal
葡萄牙里斯本大學農學院森林研究中心

[3] Council for Agricultural Research and Economics, Research Centre for Agriculture and Environment (CREA-AA), Rome, Italy.
義大利農業研究與經濟委員會農業與環境研究中心（CREA-AA）

[4] Science and Engineering Faculty, Queensland University of Technology, Brisbane, Australia
澳洲昆士蘭科技大學科學與工程學院

[5] Grassland Ecosystem Research, INRA, Clermont-Ferrand, France
法國國家農業研究院草原生態系統研究中心

[6] Duna-Ipoly National Park Directorate, Budapest, Hungary and MTA–SZIE Plant Ecology Research Group, Gödöllő, Hungary
匈牙利多瑙河-伊波利國家公園管理局，以及匈牙利科學院-聖伊斯特萬大學（MTA-SZIE）植物生態學研究團隊

[7] Forest Department. University of Extremadura, Plasencia Campus. Spain
西班牙埃斯特雷馬杜拉大學普拉森西亞校區森林系

[8] Embrapa Rice and Beans, Santo Antônio de Goiás, GO, Brazil
巴西農業研究公司Embrapa稻米和豆類研究中心

[9] UNSW Sydney, School of Biological, Earth and Environmental Sciences, Sydney NSW, Australia
澳洲新南威爾斯大學生物、地球與環境科學學院

[10] The University of Western Australia, School of Biological Sciences, Crawley, WA, Australia
澳洲西澳洲大學生物科學學院

[11] Soil & More Impacts GmbH, German office, Hamburg, Germany
德國土壤與更多影響公司德國辦事處

1. 相關措施和熱點

草原多樣化、混農林牧業（agrosilvopastoralism）；草原

2. 案例研究說明

典型的地中海類稀樹草原（savanna）系統在西班牙被稱為 *Dehesa*，在葡萄牙被稱為 *Montado*，在義大利被稱為 *Pascolo arborato*，是受聯合國教科文組織（UNESCO）保護的（UNESCO, 2017）多功能混農林業（agro-forestry）系統，聚集了平衡和組合的農業、畜牧業和林業活動。該混農林牧系統主要由散佈於牧場中的常綠橡樹（*Quercus suber*、*Q. ilex*、*Q. rotundifolia*、*Q. fagnea* 和*Q. pyrenaica*）所組成，有時會與作物種植和休耕相輔助。在伊比利亞半島（Iberian Peninsula）和地中海盆地，此傳統系統會因應不可預測的地中海型氣候（Moreno and Cubera, 2008）和當地的風土條件（edapho-climatic condition）而改變，其條件通常以有機質低的淺層土壤為主（Pinto-Correia, Ribeiro and Potes, 2013）。粗放式的牲畜管理（主要是肉牛、綿羊、山羊和原生豬種，在單一或混合系統中）形成了該系統的生態特徵。在降低放養率（stocking rate）的情況下，可以實現動物壓力和土地保護之間的平衡。此外，該生態系統對保護生物多樣性至關重要，因為生物多樣性豐富的地區通常很靠近農業活動區域，甚至依賴一部分的農業活動來維持其生物多樣性（Pinho et al., 2018）。

雖然畜牧業占所有人類溫室氣體排放總量的 14.5%，但在評估動物生產的氣候責任時，區分現有的混農牧業系統很重要。由於混農林牧草地具有很強的二氧化碳固存能力，以牧業為基礎的生產可直接代表碳中和（carbon neutral）系統，甚至可以緩解溫室氣體（Llorente and Moreno, 2020）。

3. 案例研究背景

該系統在伊比利亞半島中部和西南部占地約 400 萬公頃，也可見於地中海盆地周圍的其他地區。其氣候是典型的地中海型氣候，年內和年間的氣候變化劇烈。降雨量從 400~800 毫米不等，集中於秋季和冬季，隨後是漫長的炎熱和乾燥的夏季。年平均溫度為 14~17℃。該生態系統通常存在於源自矽質岩（siliceous rock）的淺層（小於 50 公分）酸性土壤中，而這些土壤的營養往往不足（Pulido and Picardo, 2010）。此外，地中海氣候促進有機質的快速礦化，導致土壤有機碳的流失（Cordovil, 2004）。

4. 擴大規模的可能性

在此生態系統中，牲畜可利用的飼料資源不只有草地，還包括樹木，樹木也被用作底部草本層（herbaceous stratum）的水文壓力調節器（hydrological stress regulator）（Joffre et al., 1999）。樹木被用作牲畜飼料的補充來源（如橡實和小樹枝），多種鳥類和地衣（lichen）居住在此，提供並改善了生態系統中的碳固存、土壤品質改良、預防侵蝕、營養循環、調節水分和熱量，以及有利於土壤生物相、真菌學遺傳質和生物多樣性。此外，樹木還提供文化、地景和狩獵方面的益處（Pinto-Correia et al., 2013）。

因此，在氣候變遷的情況下，此系統展示了一個很好的調適策略，有可能能夠複製到世界上具有相似條件的其他地區。

5. 對土壤有機碳庫存的衝擊

在不同類型的草原上，粗放式牲畜放牧系統的碳排放資料仍然有限。因此，無法通過樹木、植物生物量和土壤有機質對系統的碳固存能力進行補償。按照「土壤飽和度」的概念，最初有機質含量低的牧場土壤往往比最初有機質含量豐富的土壤具有更高的碳固存率（Llorente et al., 2020，表 68）。此外，該系統的土壤碳儲量能力約為 2.8%，而該地區目前的平均土壤碳含量為 1.7%，甚至更少，證實了其土壤捕捉和封存更多碳的能力。

表 68. 所述三個系統的土壤有機碳庫存的變化情況

地點	氣候帶	土壤類型（FAO, 2015）	基準線碳庫存（噸碳／公頃）	額外的碳儲量（噸碳／公頃／年）	時間（年）	深度（公分）	更多資訊	參考文獻
西班牙	地中海氣候	變育土，黏移土（Luvisol）	72.0	0.83	22	0~20	在德埃薩系統（*dehesa*）的土壤中，牛的存在似乎增強了碳固存；F。	Llorente *et al.* (2020)
義大利薩丁島		變育土	42.9	0.65~1.24	37		值取決於放牧密度和草原管理；F。	Francaviglia *et al.* (2017)
葡萄牙		數種類型	0.45~1.91% 土壤有機質	0.71~1.91	4		在蒙塔多系統（*montado*）的土壤中，牧草改良增加了碳固存和抗旱性；F和M。	Teixeira *et al.* (2011); Cordovil *et al.* (2020)

F：田間實驗，M：模型演算

6. 該措施的其他效益

6.1. 改善土壤性質

此系統可保護土壤免於土壤侵蝕、平衡水循環和增加有機質的輸入，並具有其他益處。系統中的樹木，以及適當的放養率，與粗放式的牲畜管理，增強了土壤有機質融入土壤的能力，提高生物活性，並有助於封閉系統中的養分循環。透過加入豆科植物，能進一步使牧場多樣化的益處提高。

6.2. 最小化對土壤功能的威脅

表 69. 土壤威脅

土壤威脅	
土壤侵蝕	樹木和草地有助於增加土壤有機質，從而改善土壤結構，減少土壤侵蝕。
養分的失衡和循環	養分循環於封閉系統內，例如固氮和有機質的礦化。
土壤沾染 / 汙染	撒施糞肥。土壤有機質增加土壤潛在的緩衝能力。
土壤酸化	良好的牧場和草原管理將減少無機肥的需求，因而可能減少施用無機肥所造成的土壤酸化風險。
土壤生物多樣性損失	糞肥的撒施和反芻動物（ruminant）的活動促進了土壤微生物的多樣性。多樣化的牧場和草原增加了生物多樣性。
土壤壓實	低放養率和低度栽培 / 土壤耕犁。這些理想的牲畜放養率取決於動物、氣候和土壤類型。
土壤水分管理	更好的水循環平衡和水分境況。透過有機質的積累，改善土壤結構、水滲透和保水性。

6.3. 產量增加（如食物、燃料、飼料、木材）

這種多產系統包括生物質的加工和分離，用於飼料、食品、能源（作為木柴和木炭）和其他非食品應用，如軟木塞生產。這種多元化的生產系統對草原農民及其社區的而言，帶來正向機會與影響。

6.4. 緩解和適應氣候變遷

在未來氣候變遷的情況下，混農林牧業系統代表的是有效的緩解和調適策略，因為這種系統在其動物衍生產品的碳固存和二氧化碳當量排放之間的平衡幾乎為零。據報導，草飼牛往往比穀飼牛產生更多的腸道甲烷排放（Knapp et al., 2019）。這些並沒有透過單一的二氧化碳足跡充分體現出來，在全球暖化潛勢值（GWP_{100}）下，兩者之間顯示出的差異並不明顯，其中，非草飼系統的排放率通常顯得更高，而在 100 年全球溫度潛勢值（GTP_{100}）下，草飼牛肉的碳足跡較低（Lynch, 2019）。然而，粗放

式農業代表著外部的農場投入減少。另外，當考慮到與粗放式畜牧業相關的農業生態系統（agroecosystem）中的碳固存時，動物生產的碳足跡可能接近碳中和（Llorente et al.，2020）。

6.5. 社會經濟效益

該系統透過許多相關活動，包括永續農業、森林產品、食品和飼料生產、休閒和觀光活動等，為農村地區的人口提供了參與其中的機會。相較之下，集約化農業的地區，由於其對環境的巨大影響，如惡臭、蒼蠅或水汙染等，則無法達到觀光活動與永續農業並存的結果。

7. 該措施的潛在缺點

7.1. 權衡對土壤功能的其他威脅

表 70. 土壤威脅

土壤威脅	
土壤侵蝕	正確的牲畜放養率對避免土壤侵蝕很重要。
養分的失衡和循環	生物多樣性和土壤有機質的增加促進了營養物質的循環
土壤沾染 / 汙染	如果糞肥或任何其他投入物受到汙染，這將加劇土壤汙染。
土壤生物多樣性損失	當牲畜使用抗生素和驅蟲劑時，糞肥可能對土壤多樣性產生負面影響。放養率和放牧管理可能產生負面影響。
土壤壓實	正確的牲畜放養率對避免土壤壓實很重要。
土壤水分管理	有機質的增加能提供更好的水分滲透和保水能力。

7.2. 溫室氣體排放量增加

Eldesouky 等人（2018）估計，在中海放牧牲畜的溫室氣體排放量為 1.0~1.8 噸二氧化碳當量 / 公頃 / 年，其數值取決於農場規模、管理和集約化程度。Llorente 等人（2020）估計，考慮到土壤、樹木和牧場，*德埃薩* 生態系統平均固存 3.3 噸二氧化碳當量 / 公頃 / 年。因此，源自地中海類稀樹草原農業生態系統的畜牧產品應被視為中和甚至是負值。

7.3. 與其他措施的衝突和克服障礙的工具

粗放式畜牧業生產受到集約式農業低成本產品的威脅，因此在市場不為品質買單的情況下，降低了競爭力。開發標籤系統，將畜牧產品與其生態系統服務聯繫起來，可能是保證能保護混農林牧系統的關鍵工具。

7.4. 其他衝突

地中海盆地農村地區的土地廢耕、人口高齡化和人口減少，對這些系統的維護產生了負面影響。由於此產業的潛在的收入水準低，年輕世代對此興致缺缺。牧場和森林的過度開發，以及缺乏更新林地和樹木疾病的管理，加速了這些系統的衰退，損害了它們的生存和永續管理。

8. 實行該措施前的建議

氣候變遷與樹木的生病機率增加有關。在過去的幾十年裡，由於治療不當、自然原因和不受控制的疾病，歐洲各地一直發生橡樹數量縮減的情況。卵菌綱（Oomycete）中的 *Phytophthora cinnamomisería* 被認為是導致冬青櫟（holm oak）衰退的主要原因（Ruiz Gómez et al., 2019）。柱體長小蠹（*Platypus cylindrus*）是一種菌蠹蟲（ambrosia beetle）（譯註：泛指以共生真菌為食的昆蟲），已知會與六種食菌病原真菌建立連結，促使其削弱樹木，並導致樹木的衰退。平頭的櫟樹蟲癭（*Coroebus undatus* F.）〔鞘翅目（Coleoptera）：吉丁蟲科（Buprestidae）〕是地中海地區栓皮櫟（cork oak）的另一種主要害蟲（Fürstenau et al., 2014）。因此，綜合管理，包括使用生物制劑，如木黴菌（Trichoderma），以及選擇具抗性的樹木，對於保證此生態系統的永續性很重要。

9. 採用該措施的潛在障礙

表 71. 採用該措施的潛在障礙

障礙	有 / 無	
文化	有	人口高齡化、都市化。該系統的潛在收入低
社會	有	農村廢棄
經濟	有	保持適當樹木密度的激勵措施很少。因集約式耕作的產品價格較貼近市場，導致比較效應。放牧式管理的產品缺少認證。
機構	有	沒有足夠的支援。
法律（土地權利）	無	森林管理受到嚴密的法律限制。
知識	有	需要對橡樹的病蟲害，以及導致森林衰退的森林管理，進行更多的相關研究。
自然資源	無	氣候變遷的影響導致降水量減少，如此的水分逆境，增加了樹木感染病蟲害機率。
其他	有	歷史上的過度開發、牲畜密度控制，以及牧場管理是該生態系統得以永續經營的關鍵因素。

照片

照片 32. 2019 年西班牙卡塞雷斯（Cáceres），類稀樹草原的混農林牧系統

參考文獻

Cordovil, C.M.d.S. 2004. *Nitrogen dynamics in soils amended with organic residues* (in Portuguese). 56 p. Instituto do Ambiente of the Ministry of Environment (ed.). Lisboa, Portugal. (ISBN: 972-8410-89-9)

Cordovil, C.M.d.S., Farto, A., Mendes-Jorge, L. & Lucas, V. 2020. *A importância da exploração pecuária na sustentabilidade ambiental: um estudo de caso na ganadaria brava*. XII Jornadas Hospital Veterinário Muralha de Évora. https://www.hvetmuralha.pt/evento/xii-jornadas-programa-ruminantes/

Eldesouky, A., Mesias, F.J., Elghannam, A. & Escribano, M. 2018. Can extensification compensate livestock greenhouse gas emissions? A study of the carbon footprint in Spanish agroforestry systems. *Journal of Cleaner Production*, 200: 28-38. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.07.279

FAO 2015. *World reference base for soil resources 2014 International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps*. Update 2015. World soil resources reports 106. E-ISBN 978-92-5-108370-3, 203 p.

Francaviglia, R., Renzi, G., Ledda, L. & Benedetti, A. 2017. Organic carbon pools and soil biological fertility are affected by land use intensity in Mediterranean ecosystems of Sardinia, Italy. *Science of the Total Environment*, 599: 789-796. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.05.021

Fürstenau, B., Quero, C., Riba, J. M., Rosell, G., &Guerrero, A., 2014. Field Trapping of the Flathead Oak Borer *Coroebus Undatus* (Coleoptera: Buprestidae) With Different Traps and Volatile Lures. *Insect Sci.*, 22(1): 139-49. https://doi.org/10.1111/1744-7917.12138

Joffre, R., Rambal, S. & Ratte, J.P. 1999. The dehesa system of southern Spain and Portugal as a natural ecosystem mimic. *Agroforestry systems*, 45: 57-79. https://doi.org/10.1023/A:1006259402496

Knapp, J.R., Laur, G.L., Vadas, P.A., Weiss, W.P. & Tricarico, J.M. 2014. Invited review: Enteric methane in dairy cattle production: Quantifying the opportunities and impact of reducing emissions. *Jounal of Dairy Science*, 97: 3231-3261. https://doi.org/10.3168/jds.2013-7234

Llorente, M. & Moreno, G. 2020. Grazing Iberian dehesa: Carbon sequestration offset livestock emissions. Paper prepared for the InterReg Project "Valorización integral de la dehesa-montado" (unpublished).

Llorente, M., Moreno, G., Pulido, M. & González-Cascó, R. 2020. Factors determining distribution and temporal changes in soil carbon in Iberian dehesa. Paper prepared for the InterReg Project "Valorización integral de la dehesa-montado" (unpublished).

Lynch, J. 2019. Availability of disaggregated greenhouse gas emissions from beef cattle production: A systematic review. *Environ Impact Assess Rev.*, 76: 69-78. https://doi.org/10.1016/j.eiar.2019.02.003

Moreno, G. & Cubera, E. 2008. Impact of stand density on water status and leaf gas exchange in Quercus ilex. *Forest Ecology and Management*, 254(1): 74-84. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.07.029

Pinho, P., Dias, T., Cordovil, C.M.d.S., Dragosits, U., Dise, N.B., Sutton, M.A. & Branquinho, C. 2018. Mapping Portuguese Natura 2000 sites in risk of biodiversity change caused by atmospheric nitrogen pollution. *PloS One*, 13(6): e0198955. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0198955

Pinto-Correia, T., Ribeiro, N. & Potes, N. (eds). 2013. Livro verde dos montados (in Portuguese). Universidade de Évora, ICAAM edition. 61 p.

Pulido, F. & Picardo, A. (eds). 2010. Libro Verde de la Dehesa (in Spanish). Consejería de Medio Ambiente JCyL, 48 p.

Ruiz Gómez, F., Navarro-Cerrillo, R.M., Pérez-de-Luque, A., Oßwald, W., Vannini, A. & Morales-Rodriguez, C. 2019. Assessment of functional and structural changes of soil fungal and oomycete communities in holm oak declined dehesas through metabarcoding analysis. *Scientific Reports*, 9(1): 5315. https://doi.org/10.1038/s41598-019-41804-y

Sousa, E. &Inácio, L. 2005. New aspects of *Platypus cylindrus* Fab. (coleoptera: platypodidae) life history on cork oak stands in Portugal. In F. Lieutier & D. Ghaioule (Eds.) *Entomological Research in Mediterranean Forest Ecosystems*. INRA Editions, 280 pp.

Teixeira, R.F.M., Domingos, T., Costa, A.P.S.V., Oliveira, R., Farropas, L., Calouro, F., Barradas, A.M. & Carneiro, J.P.B.G. 2011. Soil organic matter dynamics in Portuguese natural and sown rainfed grasslands. *Ecological Modelling*, 222(4): 993–1001. https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2010.11.013

UNESCO. 2017. Montado, Cultural Landscape [online]. [Cited 19 December 2020]. https://whc.unesco.org/en/tentativelists/6210/

18. 西班牙橄欖園和葡萄園（木本作物）的覆蓋耕作

María José Marqués[1], Ramón Bienes[2], Blanca Sastre[2], Andrés García Díaz[2]

[1] Universidad Autónoma de Madrid, Madrid, Spain
西班牙馬德里自治大學

[2] Applied Agricultural Res. & Extension Dept, IMIDRA, Madrid, Spain
西班牙馬德里農村、農業和食品研究與發展研究所（IMIDRA）應用農業研究與推廣部

1. 措施說明

種植覆蓋作物、間作（intercropping），帶狀耕作（strip cropping）

2. 案例研究說明

植物覆蓋被用於木本作物帶以防止侵蝕，改善土壤結構，並同時增加土壤上層的碳含量。在這項研究中，覆蓋作物被應用於西班牙中部的區域。

植物覆蓋可以是自生的植被，也可以播種一些草生植物或豆科植物。可供使用的物種非常多樣，但較適當的選擇為本地種，尤其以淺根系、需水量低的物種為佳。在栽培覆蓋植物的情況下，播種量因土壤和氣候條件而異；在西班牙中部，降雨量不足 400 毫米，每公頃用 40~100 公斤的種子進行試驗。這些植物應在冬季開始時播種，並根據當年的降雨情況，於早春或仲春進行修剪；目的是為了防止其與主要作物競爭水分。每年的管理都可以根據該年度氣候條件進行調整。割下的秸稈或收穫的殘體可以留於原地，如有需要，也可以作為飼料使用。

作為覆蓋植物的自生或自然植被也應進行修剪，重要的是不可推遲第一次修剪，因為自然植被的水資源利用效率非常高，將會與木本作物競爭。在比較潮濕的地區，或者在潮濕的年份，自然植被可能需要在春季進行額外的修剪。這些假設是基於：適應性強的物種，淺根系，有限的播種率，以及定期除草可以防止與木本作物的水份競爭。

3. 案例研究背景

在西班牙中部，以氣候條件相似的幾個不同的地點與土壤進行實驗：年降雨量不足 400 毫米，平均溫度約為 14℃。該地區的土壤是鹼性（pH 值為 8~8.5），有大量的石灰或石膏堆積；它們是淺層土壤，根生長的深度範圍通常小於 50 公分。

農業用地為馬德里南部的主要地景。產量較高的土壤僅限於靠近河流的平地；橄欖園和葡萄園在起伏不定和斜坡地區的覆蓋土壤較淺。最後，灌木植被的區域與山頂有關。在馬德里地區，橄欖園和葡萄園大多採用傳統和最少耕犁（minimum tillage）管理，僅測試性地使用覆蓋作物。目前僅約有6%的橄欖園和不到2%的葡萄園使用自然生長與人工播種的覆蓋作物，因此，引用此措施的成長潛力很大。

4. 擴大規模的可能性

在西班牙以及其他地中海地區，如果年降雨量超過 600 毫米，在木本作物中間植覆蓋作物就相對常見，但在較乾燥的環境中卻很少見。我們注意到，在降雨量低於 400 毫米的地區，人們拒絕使用覆蓋作物；但是，我們證明了此栽培模式的可行性，以及對生產影響有限。尤其是當土壤坡度高於 3% 時，此模式更具有保護土壤的益處。建設與政策將能支持農民擴增栽培管理規模與進程。

5. 對土壤有機碳庫存的衝擊

碳輸入的數量和來源不同，導致土壤有機碳的固存效率在不同的土壤和氣候中差異很大。於馬德里（西班牙）南部葡萄園（照片 33）和橄欖園（照片 34）的試驗中，在條帶栽培中間使用覆蓋作物，使碳庫存顯著地增加。該資料指的是表土（topsoil），即使用最少耕犁的土壤可耕層，深度約達 10 公分。將每年額外的碳儲量潛力，與案例研究中描述的最少耕犁或往常措施下所測得的「二氧化碳排放基線」（business as usual, BAU）進行比較。表 72 中引用的所有文獻都來自暖溫帶乾燥氣候。

表 72. 西班牙馬德里南部的葡萄園和橄欖園在不同試驗中土壤有機碳庫存的變化情況

地點	土壤類型	基準線碳庫存（噸碳／公頃）	額外的碳儲量（噸碳／公頃／年）	持續時間（年）	更多資訊	參考文獻
塔霍河畔貝爾蒙特（Belmonte de Tajo）	高鈣鈣積土（Calcisol Hypercal-cic）	10.2	1.3	2	葡萄園 覆蓋：二穗短柄草（*Brachypodium distachyon*）	Ruiz-Colmenero, Bienes and Marques (2011)
	高鈣鈣積土	10.2	1.9		葡萄園 覆蓋：自生植被	
比利亞科內霍斯（Villaconejos）	低鈣鈣積土（Calcisol Hypocal-cic）	4.6	2.6		葡萄園 覆蓋：大麥（*Hordeum vulgare*）	
坎波雷亞爾（Campo Real）	聚鈣黏移土（Luvisol Calcic）	8.0	1.0	4	葡萄園 覆蓋：二穗短柄草	Ruiz-Colmenero *et al.* (2013)
科爾梅納爾–德奧雷哈（Colmenar de Oreja）	簡育石膏土（Haplic Gypsisol）	10.9	0.9	3	橄欖園 覆蓋：二穗短柄草	Sastre *et al.* (2018)

6. 該措施的其他效益

6.1. 改善土壤性質

植物覆蓋會產生一連串的物理、化學和生物變化，可以改善土壤性質。

物理性質

由於根系創造了更高的土壤孔隙度（porosity），一年下來，覆蓋作物改善並維持水分滲透；例如，覆蓋作物的滲透率平均為 25 公分／小時，相較於耕犁處理的滲透率只有 13 公分／小時。重要的是，經過九年連續的兩個研究專案後，其中一個葡萄園以二穗短柄草植物覆蓋，其土壤保水力從 11% 增加到 13%（García-Díaz et al., 2018）。水分滲透和保水力的增加，可能有助於抵消覆蓋植物的用水量。

在半乾旱環境中，無論使用哪種覆蓋作物來保護土壤，都使土壤團粒穩定性獲得改善（Sastre et al., 2018; Ruiz-Colmenero et al., 2013）。

覆蓋作物的效果之一是增加土壤容積密度，例如從 1.3~1.4 克／立方公分，然而，此增加並不會影響水滲透，它甚至可以使最少耕犁時的滲透量增加一倍（García-Díaz et al., 2018）。

化學性質

在石膏質土壤（gypsiferous soil）栽培的橄欖園，種植二穗短柄草三年後，土壤氮從 0.64 噸 / 公頃增加到 0.72 噸 / 公頃（Sastre et al., 2018）。

生物性質

考慮到病原傳播的可能性，土壤中的植物覆蓋所引起的生物變化可能是正面或負面的。植物覆蓋會改變微氣候，增加資源和可用的生態棲位（niche），因而導致生物多樣性的增加。表層土壤中的根質量明顯增加，最多可達 30 公分（Ruiz-Colmenero et al., 2013）。如此一來，植被的根部產生的代謝物直接影響到土壤微生物的組成和生物量，促進了對木本植物有極大興趣的菌根真菌（mycorrhizal fungi）生長。與耕犁相比，植物覆蓋能更有效地增加有機碳含量，維持更高的潛在微生物呼吸作用和微生物生質量的碳。

6.2. 最小化對土壤功能的威脅

表 73. 土壤威脅

土壤威脅	
土壤侵蝕	在此地區，葡萄園坡地的條帶間實施最少耕犁產生了六噸 / 公頃 / 年的土壤侵蝕，而使用覆蓋作物的情況下約為一噸 / 公頃（Ruiz-Colmenero et al., 2013）。 在橄欖園也發現了類似的數據；最少耕犁產生七噸 / 公頃 / 年，而不同的覆蓋作物則為此比率降低 40~80%（Sastre et al., 2017）。
養分的失衡和循環	覆蓋作物的根部是土壤中碳和氮的主要來源之一；根系分泌物有助於穩定土壤上層五公分的碳和氮（Sastre et al., 2018）。
土壤生物多樣性損失	由根系和微生物促進生物活性和養分循環有助於土壤團粒的穩定性，除了對預防土壤侵蝕的重要性外，穩定的團粒也能促進有機碳儲量。 與耕犁相比，種植覆蓋作物的土壤對線蟲（nematode）和真菌的經驗皆有所改善（IMIDRA Annual Report, 2017）。
土壤壓實	最少耕犁做法對土壤孔隙度有短期影響，在數次降雨後，土壤往往會壓實第一公厘的土壤表層，並產生結皮。 覆蓋作物減少雨滴可能直接衝擊土壤的機會，降低結皮的易感性（susceptibility）。與葡萄園內有覆蓋作物的土壤相比，有結皮的土壤顯示出更高和更快的逕流（Marques et al., 2020）。

土壤威脅	
土壤水分管理	在中期實驗中，由於土壤結構和土壤有機碳含量的改善，覆蓋作物顯示出對保水力有正面影響（García-Díaz et al., 2018）。

6.3. 緩解和適應氣候變遷

此措施在數方面有助於調適和緩解氣候變遷。透過增加土壤和植被活體生物量中土壤有機碳固存的可能性，來緩解氣候變遷所帶來的影響。當土壤在更好的條件下，能夠比因慣行耕犁而退化的土壤容納更多的水和養分，如此調適氣候變遷的影響程度；植被覆蓋提供的遮蔭減緩了蒸發和土壤的有機物分解。

6.4. 社會經濟效益

在與農民的交談中，他們承認，使用覆蓋作物可以減少燃料耗用，因為在帶狀有植被覆蓋的葡萄園或橄欖樹林中，曳引機通過的次數較少。由於減少了曳引機和燃料的使用，農民節省了金錢和時間，這對他們來說特別重要。如果農民使用修剪過的覆蓋作物，例如提供飼料，他們還可以從同一塊田地獲得額外的收入或利益。消費者對環境的日益關注會導致他們更願意為永續的產品支付更多的費用，如來自受保護土壤的葡萄酒或橄欖油。

7. 該措施的潛在缺點

7.1. 權衡對土壤功能的其他威脅

表 74. 土壤威脅

土壤威脅	
養分的失衡和循環	需要施肥和修剪，以避免與主要木本作物競爭。可能需注意氮和磷的缺乏，尤其是高 pH 值的土壤（Ruiz-Colmenero, Bienes and Marques, 2011）。
土壤壓實	在用覆蓋作物管理的土壤中，土壤容積密度會稍微增加，然而，它並不影響水分滲透（García-Díaz et al., 2018）。

土壤威脅	
	如果按照一些作者和農民的建議，每 4~5 年進行一次最少耕犁，就可以隱藏土壤壓實現象。持續 4~5 年以上的中期和長期實驗，將有助於證明覆蓋作物對恢復初始土壤壓實的長期效果。
土壤水分管理	在旱地，由於缺水，必須仔細管理覆蓋作物。可能需要頻繁的修剪和支援灌溉。年輕的葡萄園在乾旱期的產量會大幅減少（Ruiz-Colmenero, Bienes and Marques, 2011）。

7.2. 與其他措施的衝突

覆蓋作物可能會與慣行耕犁方式產生衝突。在與採用覆蓋作物的農民交談中，我們瞭解到，其他使用耕犁管理土地的農民可能會抱怨，認為有植被覆蓋的相鄰樣區是病害來源。這是由於對此措施的效益缺乏瞭解，因為研究證明其效果恰恰相反，覆蓋作物的措施也可以提供生物病蟲害控制。

7.3. 產量減少（如食物、燃料、飼料、木材、纖維）

根據報告，在葡萄園中，實施植物覆蓋頭幾年的產量下降，例如，儘管老藤似乎對水的競爭更有抵抗力（Ruiz-Colmenero, Bienes and Marques, 2011）在乾旱的年份和年輕的葡萄園中，葡萄產量仍可能下降 10~50%。植物覆蓋對葡萄產量的影響主要取決於每年的氣候條件，透過葡萄樹根系探索更深的土壤層以重新分配，可以緩解此現象（Celette, Gaudin and Gary, 2008）。在橄欖園中，如果使用永久性覆蓋物作為覆蓋作物，發現只會造成產量些許的下降，其他物種的每棵樹的產量並不會改變（IMIDRA Annual Report, 2017）。

8. 實行該措施前的建議

在半乾旱環境中，葡萄園或橄欖樹種植的頭幾年（3~5 年），除非有灌溉系統，否則不能採用覆蓋作物，因為覆蓋作物對水的競爭，會造成年輕木本作物的生長受阻（Ruiz-Colmenero, Bienes and Marques, 2011）。

強烈建議在農場的小塊樣區上對不同的物種進行初步測試，因為並非所有的物種都具備能適應不同土壤或氣候條件的能力。例如，如果需要提高固氮作用，豆科植物作為覆蓋作物將特別有用，然而，在一些實驗中，小扁豆（lentil）並沒有在石膏質土壤中茁壯生長（Ruiz-Colmenero, Bienes and Marques, 2011），或者與其他草類相比，紅豆草（*Onobrychis viciifolia*）並未增加氮（Sastre et al., 2018）。因此，建議先以小區域執行覆蓋作物的簡單預試驗。

9. 採用該措施的潛在障礙

表 75. 採用該措施的潛在障礙

障礙	有 / 無	
生物物理	有	此措施是根據土壤性質因地制宜的。此做法的可應用性將會取決於當地有效水的多寡（Marques et al., 2015）。
文化	有	知識通常是由父親傳給兒子，或是來自同儕，因此，在這種情況下，很難脫離傳統，並採用新耕作方式（Barbero-Sierra et al., 2016）。
社會	有	同樣地，種植覆蓋作物的樣區通常被當地社區視為沒有管理的樣區，農民因此被認為是懶惰或不好的農民（Sastre et al., 2017）。
經濟	有	種子的成本和產量的減少是阻礙實施的原因（Marques et al., 2015）。小塊和分散樣區的土地租佃增加了成本，也對採用覆蓋作物產生不利影響（Barbero-Sierra et al., 2016）。
機構	有	根據目前土地耕作的證據，與某些援助或補貼發生衝突。覆蓋作物可能從衛星上被誤判為廢棄的土地，導致農民不被認可及缺乏補貼（資訊來自與農民的公開訪談，未經證實）。 農民認為政府機構支援是採用此技術的重要因素之一（Barbero-Sierra et al., 2016）。
知識	有	有很大比例的農民宣稱需要接受培訓以採用覆蓋作物（Marques et al., 2015）。

照片

照片 33. 馬德里省（西班牙）坡地雨養葡萄園的不同覆蓋作物

種植大麥的土地（左上）、自生植被（右上）和二穗短柄草（下）

照片 34. 2014 年馬德里的雨養橄欖園（Finca La Chimenea, IMIDRA），
有大麥（左）和二穗短柄草（右）

只有在極端乾旱的情況下才會使用滴灌

參考文獻

Barbero-Sierra, C., Marques, M.J., Ruíz-Pérez, M., Bienes, R. & Cruz-Maceín, J.L. 2016. Farmer knowledge, perception and management of soils in the Las Vegas agricultural district, Madrid, Spain. *Soil Use and Management*, 32(3). https://doi.org/10.1111/sum.12278

Celette, F., Gaudin, R. & Gary, C. 2008. Spatial and temporal changes to the water regime of a Mediterranean vineyard due to the adoption of cover cropping. *European Journal of Agronomy*, 29(4): 153–162. https://doi.org/10.1016/j.eja.2008.04.007

García-Díaz, A., Marqués, M.J., Sastre, B. & Bienes, R. 2018. Labile and stable soil organic carbon and physical improvements using groundcovers in vineyards from central Spain. *Science of the Total Environment*, 621. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.240

IMIDRA Annual Report. 2017. S2013/ABI-2717. Sistemas agrarios sostenibles. Manejo de carbono, nitrógeno y agua para optimizar producción y calidad. Madrid. 46 pp. (also available at https://www.comunidad.madrid/sites/default/files/doc/medio-ambiente/180620_pdf_cientifico_memoria_imidra_2017.pdf?language=es).

Marques, M.J., Bienes, R., Cuadrado, J., Ruiz-Colmenero, M., Barbero-Sierra, C. & Velasco, A. 2015. Analysing Perceptions Attitudes and Responses of Winegrowers about Sustainable Land Management in Central Spain. *Land Degradation and Development*, 26(5). https://doi.org/10.1002/ldr.2355

Marques, M.J., Ruíz-Colmenero, M., Bienes, R., García-Díaz, A. & Sastre, B. 2020. Permanent soil cover effects on water dynamics and wine in a steep vineyard in Central Spain. *Air, Soil and Water Research. in press*.

Ruiz-Colmenero, M., Bienes, R., Eldridge, D.J. & Marques, M.J. 2013. Vegetation cover reduces erosion and enhances soil organic carbon in a vineyard in the central Spain. *Catena*, 104. https://doi.org/10.1016/j.catena.2012.11.007

Ruiz-Colmenero, M., Bienes, R. & Marques, M.J. 2011. Soil and water conservation dilemmas associated with the use of green cover in steep vineyards. *Soil and Tillage Research*, 117. https://doi.org/10.1016/j.still.2011.10.004

Sastre, B., Barbero-Sierra, C., Bienes, R., Marques, M.J. & García-Díaz, A. 2017. Soil loss in an olive grove in Central Spain under cover crops and tillage treatments, and farmer perceptions. *Journal of Soils and Sediments*, 17(3). https://doi.org/10.1007/s11368-016-1589-9

Sastre, B., Marques, M.J., Garcia-Diaz, A. & Bienes, R. 2018. Three years of management with cover crops protecting sloping olive groves soils, carbon and water effects on gypsiferous soil. *Catena*, 171: 115–124. https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.07.003

19. 西班牙納瓦拉地區的灌溉和土壤有機碳固存

Iñigo Virto[1], Rodrigo Antón[1], Alberto Enrique[1], Luis Orcaray[2], Nerea Arias[2]

[1] Universidad Pública de Navarra (UPNA), Spain
西班牙納瓦拉公立大學

[2] Instituto Navarro de Tecnologías e Infraestructuras Agroalimentarias (INTIA), Spain
西班牙納瓦羅農業食品技術與基礎設施研究所（INTIA）

1. 相關措施和熱點

適當的灌溉措施、有機農業、作物輪作（crop rotation）；旱地

2. 案例研究說明

由歐盟執行委員會（European Commission）LIFE 計畫資助的 REGADIOX 專案，是基於在納瓦拉（西班牙東北部）的三個灌區，建立一個區域性規模的代表性農業樣區網路。該專案透過對灌溉和雨養樣區的土壤特徵進行配對比較，以對土壤有機碳固存和溫室氣體排放之間的平衡進行合理評估。結果顯示，灌溉對土壤狀況有明顯的影響，因為土壤有機碳儲量更多。然而，淨效應（net effect）受到土壤特徵和管理措施的影響，因為不同的農業策略在固存土壤有機碳和 / 或減少溫室氣體排放方面具有不同的潛力。永久性作物的綠色覆蓋（可能要歸功於灌溉），如紫花苜蓿（alfalfa）等半永久性作物之搭配是將能帶來雙贏，能帶來正向的碳平衡，而每年種植兩種作物的集約式系統，雖然也有助於增加土壤有機碳固存，卻也增加了溫室氣體排放。

在不同灌溉管理方法相關的土壤有機碳變化觀察也指出，採用灌溉可以改變土壤提供生物質生產以外的關鍵生態系統維護的能力，例如與固存土壤有機碳有關的土壤性質之改變，如：保水力或土壤侵蝕性。然而，這些變化並非直接相關，而是會因土壤類型、氣候和灌溉時間而異。

3. 案例研究背景

該專案由納瓦拉自治區（西班牙東北部）的一個農民聯盟（UAGN-Fundagro）領導，與該地區納瓦拉農業技術研究所（INTIA）的推廣人員和西班牙納瓦拉公立大學（UPNA）的研究人員一起進行。

該地區有明顯的南北降雨梯度，年平均降雨量為 380~505 毫米，參考蒸發散量（evapotranspiration）（ETo）為 1000~1100 公厘，這使得該地區南部的農業強烈依賴灌溉。

灌溉區的土壤大多來自沉積岩（sedimentary rock）和第四紀沖積層（quaternary alluvial deposit）和階地（terrace）。大多數是石灰質土壤（鈣積土，變育土），耕作層通常具有高 pH 值和較高的碳酸鹽（carbonate）濃度。本區生產之各種作物多需要灌溉，包含永久性（橄欖樹、葡萄園）和半永久性的作物〔紫花苜蓿（*Medicago sativa*）〕、穀物〔（小麥（*Triticum aestivum*）和玉米（*Zea mays*）〕以及園藝作物〔（番茄（*Lycopersicon esculentum*）和豆科植物〕。本專案選擇全灌溉區域中具有代表性之灌溉區和樣區，因此具有區域視角。

4. 擴大規模的可能性

這項研究可以擴大到地中海地區的其他灌溉區。

5. 對土壤有機碳庫存的衝擊

表76. 西班牙納那瓦拉自治勒地區不同年份的灌溉和土壤覆蓋後的土壤有機碳庫存變化

地點	氣候帶	土壤類型（Soil Taxonomy, 2014）	基準線碳庫存（噸碳 / 公頃）	額外的碳儲量（噸碳 / 公頃 / 年）	持續時間（灌溉年限）	耕作系統	參考文獻
1. 非永久性作物[1]							
米蘭達德亞爾加（Miranda de Arga）	年平均降水量 / 潛勢蒸發散量 *：0.59	*典型聚鈣夏旱弱育土（Typic Calcixerept）*	43.9 ±4.00	2.08 ±1.14	6	灌溉的一年生作物	Antón *et al.* (2019)
				3.20 ±1.82		灌溉的紫花苜蓿	
富內斯（Funes）	年平均降水量 / 潛勢蒸發散量：0.52	*夏旱聚鈣石膏旱境土（Xeric Calcigypsid）*	35.4 ±0.73	0.84 ±0.11	13	灌溉的一年生作物	

地點	氣候帶	土壤類型（Soil Taxonomy, 2014）	基準線碳庫存（噸碳／公頃）	額外的碳儲量（噸碳／公頃／年）	持續時間（灌溉年限）	耕作系統	參考文獻
巴爾鐵拉（Valtierra）	年平均降水量／潛勢蒸發散量：0.51	*夏旱聚鈣石膏旱境土*	57.3 ±4.21	0.86 ±0.68	20	雨養有機的	
				2.80 ±0.69		灌溉的一年生作物	
2. 永久性作物 [2]							
豐特利亞斯（Fontellas）	年平均降水量／潛勢蒸發散量：0.49	*典型聚鈣夏旱弱育土*	50.2 ±17.7	2.92 ±0.86	16	灌溉的草地覆蓋（橄欖樹）	Mendi-oroz *et al.* (2017)
卡斯坎特（Cascante）	年平均降水量／潛勢蒸發散量：0.49	*夏旱聚鈣石膏旱境土*	30.9 ±2.20	3.23 ±0.22	9	灌溉的草地覆蓋（葡萄園）	

根據政府間氣候變化專門委員會（2006）的紀錄，此區氣候為暖溫帶乾燥氣候

測量深度為 0~30 公分

[1] 基準線是在同一土壤單元上的雨養穀類作物

[2] 基準線是相同的作物（灌溉的）與裸露土壤

* MAP：年平均降水量（mean annual precipitation）；PET：潛在蒸發散量（potential evapotranspiration）

6. 該措施的其他效益

6.1. 改善土壤性質

在某些情況下，觀察到土壤性質的正向變化，與土壤有機碳的增加有關。例如，在米蘭達德亞爾加，與旱地耕作（533 公升／平方公尺）相比，觀察到灌溉系統（平均 642 公升／平方公尺）上層 30 公分的土壤保水力有明顯的增加。在土壤容積密度方面沒有觀察到差異，很可能是因為在所有已完成的研究中，其所使用的農業系統的都是慣行耕犁。

6.2. 最小化對土壤功能的威脅

表77. 土壤威脅

土壤威脅	
土壤侵蝕	在某些情況下（米蘭達德亞爾加），灌溉與旱地相比，測量到的可蝕性（erodibility）降低了（Antón et al., 2019）。
土壤生物多樣性損失	土壤微生物豐富度和多樣性的反應受到地點而有所差異（Antón et al., 2019）。
土壤水分管理	灌溉意味著有足夠的供應，提供利潤足夠的產量。 在某些情況下（米蘭達德亞爾加），灌溉增加了土壤的保水力。在其他情況下（巴爾鐵拉），觀察到相反的情況（Antón et al., 2019）。

6.3. 產量增加（如食物、燃料、飼料、木材）

在相同的土壤單位上，灌溉系統的所生產之生物量，比雨養穀物種植的生物量高2.4~3.4 倍（Antón et al., 2019）。

6.4. 緩解和適應氣候變遷

測量溫室氣體排放量，並比較灌溉系統和非灌溉系統，以及不同灌溉系統之間所產生的排放量，均顯示出非常不同的結果（圖 18）。

在氣候適應性方面，灌溉系統在產量方面比雨養作物表現更好（年際變異度更小，當然生產力則更高）。

6.5. 社會經濟效益

灌溉的引入意味著更穩定且利潤更佳的產量。在灌溉系統內，園藝作物、橄欖樹和葡萄樹的利潤最高。這意味著經濟（收入）和環境（土壤有機碳收益）的驅動力並非總是相等（Antónet al., 2019）。

7. 該措施的潛在缺點

7.1. 權衡對土壤功能的其他威脅

表 78. 土壤威脅

土壤威脅	
土壤侵蝕	噴灌（sprinkler irrigation）會造成侵蝕，取決於作物階段和灌溉強度。
養分的失衡和循環	與雨養農業相比，灌溉意味著更高的施肥量和更多的淋洗作用（leaching）。
土壤鹽化和鹼化	如果排水不良，會有風險。
土壤水分管理	為減少與灌溉有關的風險，需要高效用水。

7.2. 溫室氣體排放量增加

圖 18 總結了淨平衡（net balance）（排放與土壤有機碳固存相比）的資訊。

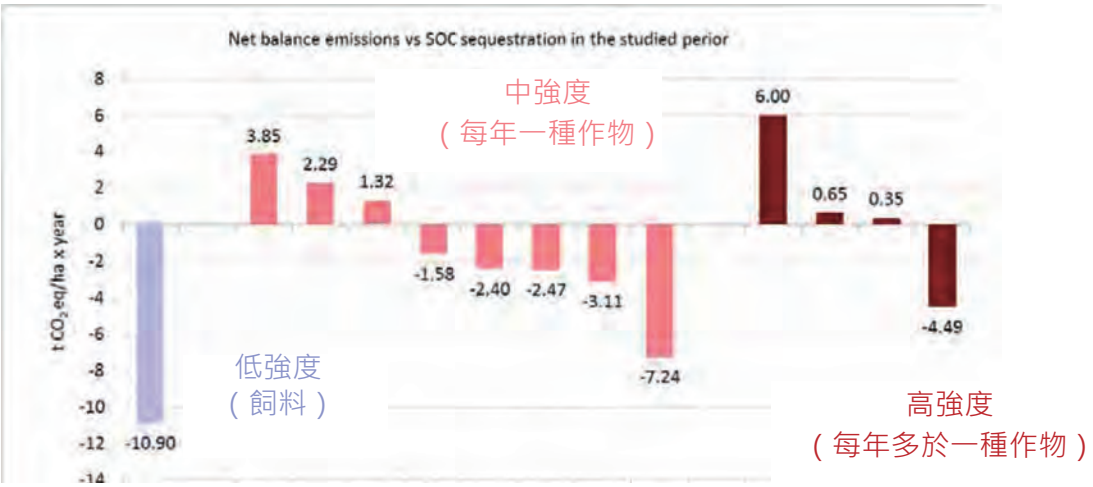


圖 18. 研究期間，不同的灌溉樣區的溫室氣體排放和土壤有機碳固存的淨平衡正值表示淨排放，負值表示有效碳固存的緩解

如圖所示，低強度的灌溉系統（紫花苜蓿飼料）在減緩氣候變遷方面有最明顯的效益，因為排放量低（不施氮肥）且碳固存高。非常集約化的系統，與非灌溉土壤相比，每年有一種以上的作物，在增加土壤有機碳庫存方面非常有效，但其排放量也很高，主要與氮肥有關，淨平衡為正值。

中強度灌溉農業系統（每年一種作物）顯示出最高的變異性，取決於土壤、氣候條件和採用灌溉後的時間。

8. 採用該措施的潛在障礙

表 79. 採用該措施的潛在障礙

障礙	有 / 無	
生物物理	有	無法灌溉所有土壤。
文化	有	從雨養農業轉變為灌溉農業並不容易。
社會	有	
經濟	有	灌溉可能很昂貴。
機構	有	灌溉需要公共投資。
知識	有	需要對採用灌溉的農民進行培訓。
自然資源	有	水資源有限。

參考文獻和更多資訊（西班牙文）：
https://life-regadiox.es/wp-content/uploads/2016/12/EvaluacionSocioeconomicaRegadiox_fin.pdf

照片

照片 35. 冬季新灌溉的土地（噴灑器右側）與同一土壤單元上的雨養區（噴灑器左側）之間的「邊界」區域圖片

冬小麥生長在左側的非灌溉區，右側的灌溉區種植玉米（可見前方的玉米蒿桿仍未翻入土壤，後方的作物殘體已藉由深耕翻入土壤）。如果沒有灌溉，在該地區種植玉米是不可能的。西班牙納瓦拉的米蘭達德亞爾加，2014 年 1 月。

參考文獻

Antón, R., Virto, I., Gonzalez, J., Hernandez, I., Enrique, A., Bescansa, P., Arias, N., Orcaray, L. & Campillo, R. 2019. Extension of irrigation in semi-arid regions: What challenges for soil security? Perspectives from a regional-scale project in Navarre (Spain). *In* D.A. Anne Richer de Forges, Florence Carré, Alex B. McBratney, Johan Bouma, ed. *Global Soil Security. Towards more science-society interfaces*, pp. 79–87

Mendioroz, I., de Echanove, C., Lafarga, A., Maeztu, F., Orcaray, L., Virto, I., Bescansa, P., Enrique, A., Antón, R. & González, J. 2017. *Guía Metodológica. Buenas prácticas agrarias para la mitigación del cambio climático.* Fundación FUNDAGRO. Pamplona, Spain. 36 pp.

20. 西班牙格拉納達亞熱帶果園中敷蓋的應用

Layla M. San-Emeterio[1], Emilia Fernández-Ondoño[2], Tobias Hoppe[3]

[1] Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Sevilla (IRNAS-CSIC), Seville, Spain
西班牙塞維利亞自然資源與農業生物學研究所（IRNAS-CSIC）

[2] Dpto de Edafología y Química Agrícola, Universidad de Granada, Spain
西班牙格拉納達大學土壤科學與農業化學系

[3] Freelance scientist, Frankfurt am Main, Germany
德國自由科學家

1. 相關措施和熱點

免耕、梯田、有機敷蓋（organic mulch）、覆蓋作物；旱地

2. 案例研究說明

近年來，亞熱帶作物在地中海地區的地理範圍不斷擴大。這些作物的特點是它們被種植在梯田裡，且地理位置和靠近沿海地區；除了產生大量的修剪殘體，焚燒這些植物也會造成二氧化碳的排放。將這些修剪物切碎施用於土壤表面，可以改善土壤品質，對碳儲量有很大影響（Jiménezet al., 2016）。這在炎熱和乾燥的氣候中特別有價值，因為這種氣候本身有利於礦化，阻礙腐植化（humification），限制作物生長，並使退化後的土地恢復複雜化（Pardo et al., 2017）。

五年來，我們進行了一項實驗：在三個不同的亞熱帶果園中，使用修剪殘體作為敷蓋物。實驗設計包括應用酪梨（*Persea americana*）、冷子番荔枝（cherimoya）（*Annona cherimola*）和芒果（*Mangifera indica*）樹的修剪物，放置在其相應樹木下的表層土壤上，以及來自城市周圍綠地的花園修剪物。敷蓋效果的評估重點是以化學法分離土壤有機碳，關注不同的穩定機制，這些機制後來可能會分化為不同的碳庫（carbon pool）。此外，還評估了其他物理化學性質（土壤容積密度、土壤濕度、陽離子交換能力）。

3. 案例研究背景

該研究在「El Zahorí」實驗農場（北緯 36°45'54.2"，西經 3°39'55.0"）進行，該農場位於阿爾穆涅卡爾（Almuñécar）市（格拉納達，西班牙南部），海拔 180 公尺。此研究是由西班牙經濟及競爭力部（Spanish Ministry of Economy and Competitiveness）（Project CGL-2013-46665-R）和歐洲區域發展基金（European Regional Development Fund, ERDF）所贊助。

研究地區的主要氣候是暖溫帶乾燥氣候（IPCC, 2019），年平均溫度為 18.3℃，平均降雨量為 334 毫米。該地區的土壤是由風化片岩（weathered schist）所生成，被歸類為高鹽基階地人為土（Eutric Escalic Anthrosol）（IUSS Working Group WRB, 2015）。2013 年的土壤採樣顯示，土壤質地為砂質壤土，在深處經常出現礫石，pH 值為中性至弱鹼性（7~8.3）。進行試驗的選定作物是：芒果、酪梨和冷子番荔枝。果園建立在梯田的單一區塊上，以不同的方向面向大海。所有作物都需要單獨管理，包括修剪強度、灌溉和肥料（透過肥灌）。此外，一般管理包括持續的地面覆蓋植被和每兩年的除草活動。實驗處理組為一對樹，中間由一棵未經處理的樹隔開。實驗從 2013 年第一次使用敷蓋開始，採用隨機完全區集設計，每年進行修剪。

4. 擴大規模的可能性

此專案的成果打算廣泛地應用於其他農業生態系統，如橄欖園。這些研究結果旨在成功地應用於其他非種植於梯田的作物。除了本文所評估和介紹的參數外，我們鼓勵再進一步研究微生物族群，包括一年中在不同時期與碳和氮循環相關的酵素活性，以及基礎和田間呼吸作用。

5. 對土壤有機碳庫存的衝擊

表 80 總結了五年研究的土壤有機碳庫存變化。酪梨、冷子番荔枝和芒果的基準線土壤有機碳，分別在果園建立後的 25、15 和 10 年進行計算。

表 80. 在「El Zahorí」農場進行五年研究的土壤有機碳庫存變化，該農場位於格拉納達的阿爾穆涅卡爾（西班牙東南部）

實驗處理	2013 年的基準線碳庫存（噸碳 / 公頃）[平均值 ±SE1]	五年後額外的有機碳庫存（噸碳 / 公頃 / 年）[平均值 ±SE4]
有修剪的酪梨	22.34 ±2.49	1.69 ±0.38
有修剪的冷子番荔枝	11.15 ±4.5	1.47 ±0.44
有修剪的芒果	8.22 ±0.54	1.37 ±0.25
園藝修剪的酪梨	18.83 ±2.56	3.27 ±1.25
園藝修剪的冷子番荔枝	6.95 ±2.03	2.88 ±0.5
園藝修剪的芒果	6.69 ±1.58	1.83 ±0.42

資料取自 Hoppe（2019）和 Márquez-San-Emeterio 等人（2017a）

此表總結了五年研究的土壤有機碳庫存變化。酪梨、冷子番荔枝和芒果的基準線土壤有機碳，分別在果園建立後的 25、15 和 10 年計算。根據 IPCC（2019），氣候為暖溫帶。土壤是高鹽基階地人為土（IUSS Working Group WRB, 2015）。測量深度為 0~4 公分

6. 該措施的其他效益

6.1. 改善土壤性質

物理性質

在酪梨園內用修剪殘體敷蓋四年後，土壤容積密度明顯降低了。2013 年，細質土（fine earth）的平均土壤容積密度為 1.23 克 / 立方公分，而 2017 年為 1.14 克 / 立方公分，因為土壤有機碳庫存升高。所有用園藝修剪殘體敷蓋的作物，四年後在細質土的土壤容積密度方面都顯示出明顯的差異。酪梨、冷子番荔枝和芒果果園樣區的平均土壤容積密度，分別從 1.35 克 / 立方公分降至 1.09 克 / 立方公分，從 1.55 克 / 立方公分降至 1.38 克 / 立方公分，從 1.52 克 / 立方公分降至 1.41 克 / 平方公分。這些土壤容積密度被用來確定計算土壤有機碳庫存當量。

化學性質

修剪後的土壤養分含量增加（氮和鉀）（Reyes-Martín et al., 2020）。

生物性質

2017 年顯示，所有修剪後的甲蟎（oribatid mite）群落在數量上比它們各自的對照組要高，在多樣性指數（diversity index）方面也更複雜（Mrquez-San-Emeterio et al., 2017b）。

6.2. 最小化對土壤功能的威脅

表 81. 土壤威脅

土壤威脅	
土壤侵蝕	應用敷蓋和其他有機覆蓋物可以大幅地改善土壤團粒形成和水分的儲存。它也是防止土壤蒸發散量的物理屏障，增加滲透和降低逕流。
養分的失衡和循環	關於應用敷蓋的生化特徵的初步結果表明，其應用大幅增加了修剪物土壤的養分含量（Reyes-Martín et al., 2020）。
土壤生物多樣性損失	此專案以前的研究評估了甲蟎（Oribatida）這類中型動物（mesofauna）群落。這些結果顯示，所有修剪下的甲蟎群落在數量上比它們各自的對照組高，在多樣性指數方面更複雜（Márquez-San-Emeterio et al., 2017b）。

土壤威脅	
土壤水分管理	在梯田作物中使用敷蓋及其他植物的覆蓋物，會透過增加土壤水相的接觸面，來優化灌溉水的使用，並大幅減少過多的水逕流，因此降低了社會經濟影響（Durán-Zuazo et al., 2013，最近的資料未公佈）。

6.3. 提供服務

在研究中沒有考慮。

6.4. 緩解和適應氣候變遷

採用修剪可避免 0.13 噸二氧化碳當量 / 公頃 / 年，而慣行的木材殘體燃燒會釋放出二氧化碳（根據 Akagi 等人的公式，2011）。然而，木材粉碎的額外燃料使用會導致 0.11 噸二氧化碳當量 / 公頃 / 年的排放（Dones et al., 2007）。

此外，由於額外的植物材料投入，此措施可以減少礦物肥料。目前的施肥方案會導致酪梨、冷子番荔枝和芒果的二氧化碳排放量分別為 9.95、6.95 和 6.3 噸 / 公頃 / 年（Bouwman, Boumans and Batjes, 2002; Ecoinvent Centre, 2007）。

6.5. 社會經濟效益

對市政當局或其他負責機構而言，園藝修剪具有成本效益。有機物主要的返還（修剪殘體）和輸入（園藝修剪）促使工業肥料的適當使用和減少（Ye et al., 2020）。

7. 該措施的潛在缺點

7.1. 權衡對土壤功能的其他威脅

表 82. 土壤威脅

土壤威脅	
養分的失衡和循環	應用外部修剪物（來自花園）可能導致嚴重的營養不平衡，甚至改變土壤的物理化學性質，如 pH 值和陽離子交換能力。Benito 等人（2006）指出一些由於施用堆肥化的修剪材料造成之變化。
土壤沾染 / 汙染	在這種園藝修剪的情況下，如果在施用外來的敷蓋材料之前沒有經過處理，會因病原體（pathogen）的出現和肥料的化學可追溯性而導致土壤汙染問題。

7.2. 產量減少（如食物、燃料、飼料、木材、纖維）

儘管敷蓋對土壤有正面影響，從而改善了作物條件，但在研究期間，並未觀察到水果（冷子番荔枝）的營養濃度有明顯變化。欲瞭解更多資訊，我們最近發表了一篇文章，其中討論了敷蓋的應用和冷子番荔枝果實的潛在營養變化（García-Carmona et al., 2020）。

8. 實行該措施前的建議

由於來自花園地區修剪物的複雜性及不同來源，我們強烈建議只對其進行預先處理。這些植物材料可能被除草劑和 / 或殺蟲劑汙染。這種預先處理可以使用慣行的堆肥方法，該應用已經在其他個案研究中證實有效，以去除任何病原體或化學處理的汙染（Benito et al., 2006）。

9. 採用該措施的潛在障礙

表 83. 採用該措施的潛在障礙

障礙	有 / 無	
生物物理	無	不適用於沒有梯田的嚴重傾斜地形，因為修剪物在土壤表面的物理性不穩定。
文化	有	在與各機構（即市政府）和其他研究中心〔安達盧西亞農業和漁業研究與培訓學會（Andalusian Institute of Agricultural and Fisheries Research and Training, *IFAPA*）、西班牙研究理事會（Spanish Council for Research, *CSIC*）〕的合作下，可以組織短期課程、研討會和其他活動，涵蓋所有類型的聽眾（農民、利益相關者和決策者、實習學生等）。
經濟	有	可能需要為購買粉碎機進行初始投資，還需要另外執行粉碎工作及分配木屑。
知識	有	這些地區缺乏對此技術的實行經驗。

照片

照片 36. 2017 年，作物修剪季節後投入使用的粉碎機，西班牙，阿爾穆涅卡爾

照片 37. 2018 年 1 月，在梯田地形中，土壤敷蓋的酪梨，西班牙，阿爾穆涅卡爾

照片 38. 2016 年，每年更換敷蓋袋後的土壤採樣，西班牙，阿爾穆涅卡爾

照片 39. 2016 年，實驗農場中梯田的亞熱帶作物配置。西班牙，阿爾穆涅卡爾

參考文獻

Akagi, S.K., Yokelson, R.J., Wiedinmyer, C., Alvarado, M.J., Reid, J.S., Karl, T., Crounse, J.D. & Wennberg, P.O. 2011. Emission factors for open and domestic biomass burning for use in atmospheric models. *Atmospheric Chemistry and Physics,* 11(9): 4039-4072. https://doi.org/10.5194/acp-11-4039-2011

Benito, M., Masaguer, A., Moliner, A. & De Antonio, R. 2006. Chemical and physical properties of pruning waste compost and their seasonal variability. *Bioresource technology*, 97(16): 2071-2076. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2005.09.011

Bouwman, A.F., Boumans, L.J.M. & Batjes, N.H. 2002. Modelling global annual N_2O and NO emissions from fertilized fields. *In Global Biogeochemical Cycles*. John Wiley & Sons, Ltd, 16(4), pp. 28- 1-28–9.

Dones, R., Bauer, C., Bolliger, R., Burger, B., Faist Emmenegger, M., Frischknecht, R., Heck, T., Jungbluth, N., Röder, A. & Tuchschmid, M. 2007. *Life Cycle inventories of energy systems: results for current systems in Switzerland and other UCTE Countries.* Ecoinvent report No. 5. Paul Scherrer Institut Villigen. Dübendorf, CH.

Durán Zuazo, V.H., Rodríguez Pleguezuelo, C.R., Francia Martínez, J.R. & Martín Peinado, F.J. 2013. Land-use changes in a small watershed in the Mediterranean landscape (SE Spain): environmental implications of a shift towards subtropical crops. *Journal of Land Use Science*, 8(1): 47-58. https://doi.org/10.1080/1747423X.2011.620992

Ecoinvent Centre. 2007. *Ecoinvent data v2.0*. Ecoinvent reports No. 1e25, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf [online]. [Cited 14 April 2020]. www.ecoinvent.org

García-Carmona, M., Márquez-San Emeterio, L., Reyes-Martín, M.P., Ortiz-Bernad, I., Sierra, M. & Fernández-Ondoño, E. 2020. Changes in nutrient contents in peel, pulp, and seed of cherimoya (Annona cherimola Mill.) in relation to organic mulching on the Andalusian tropical coast (Spain). *Scientia Horticulturae*, 263*:* 109120. https://doi.org/10.1016/j.scienta.2019.109120

Hoppe, T. 2019. *Effects of pruning residues and groundcover vegetation on soil organic carbon and greenhouse gas emissions in a subtropical fruit tree orchard in SE Spain using empirical and modelled data.* Department of Soil Sciences and Agricultural Chemistry, University of Granada, Spain. (MSc dissertation).

IUSS Working Group WRB. 2015. World reference base for soil resources 2014, update 2015 International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. p. 192. World Soil Resources Reports No. 106. Rome, Food and Agriculture Organization of the United Nations. (also available at http://www.fao.org/3/a-i3794en.pdf).

Jiménez, M.N., Fernández-Ondoño, E., Ripoll, M.Á., Castro-Rodríguez, J., Huntsinger, L. & Navarro, F.B. 2016. Stones and organic mulches improve the *Quercus ilex* L. afforestation success under Mediterranean climatic conditions. *Land Degradation & Development*, 27(2): 357-365. https://doi.org/10.1002/ldr.2250

Márquez-San-Emeterio, L., Reyes-Martín, M., Ortiz-Bernad, I., Fernández-Ondoño, E. & Sierra-Aragón, M. 2017a. *Evaluation of soil carbon pools after the addition of prunings in subtropical orchards placed in terraces.* Oral communication. EGU General Assembly 2017, Wien (Austria). Geophysical Research Abstracts Vol. 19, EGU2017-16654, 2017 (conference paper).

Márquez-San-Emeterio, L., Reyes-Martín, M., Ortiz-Bernad, I., Graczyk, R., Seniczak, A., Sierra-Aragón, M. & Fernández-Ondoño, E. 2017b. *Using oribatid mites to assess soil quality after the addition of prunings in subtropical orchards.* Oral communication. 1st World Conference CONSOWA for Soil and Water Conservation under global change. Lleida (Spain) (conference paper).

Pardo, G., del Prado, A., Martínez-Mena, M., Bustamante, M.A., Rodríguez Martín, J.A., Álvaro-Fuentes, J. & Moral, R. 2017. Orchard and horticulture systems in Spanish Mediterranean coastal areas: Is there a real possibility to contribute to C sequestration? *Agriculture, Ecosystems & Environment,* 238: 153–167. https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.09.034

Reyes-Martín, M.P., Martínez-Cartas, M.L., Ortiz-Bernad, I. & Fernández-Ondoño, E. 2020. Mineralization of pruning wastes in an agrosystem on the subtropical coast of Andalusia (Spain). *The Journal of Agricultural Science.* Accepted with minor changes, under review.

San-Emeterio, L.M. 2016. *Fraccionamiento de carbono orgánico y caracterización biológica de suelos en cultivos subtropicales bajo restos de poda [Spanish].* Department of Soil Sciences and Agricultural Chemistry, University of Granada, Spain. (MSc dissertation).

Ye, L., Zhao, X., Bao, E., Li, J., Zou, Z. & & Cao, K. 2020. Bio-organic fertilizer with reduced rates of chemical fertilization improves soil fertility and enhances tomato yield and quality. *Scientific reports*, 10(1): 1-11. https://doi.org/10.1038/s41598-019-56954-2

21. 西班牙少耕和免耕讓雨養杏仁田有地被植物並可播植覆蓋作物

María Almagro[1,2], María Martínez-Mena[1]

[1] CEBAS-CSIC, Murcia, Spain
西班牙高等科學委員會（CSIC）土壤科學與應用生物研究中心（CEBAS）

[2] BC3, Leioa, Spain
西班牙巴斯克氣候變化研究中心（BC3）

1. 相關措施和熱點

免耕、少耕、覆蓋作物、有機農業；旱地

2. 案例研究說明

這些農業措施包括：在兩個半乾旱條件下的有機雨養杏仁（*Prunus dulcis* Mill.）果園中，比起慣行耕犁頻率（每年四次以上），減少為每年兩次，或停止耕犁。其目的是保護土壤免受侵蝕，並透過允許建立本土植物覆蓋（即地被），或播種不同品種的豆科植物和穀物〔即綠肥（green manure）〕，來增加杏仁樹之間 7~10 公尺寬地帶的有機物質含量。綠肥包括在初秋以每公頃 150 公斤、3:1 的比例播種野豌豆（*Vicia sativa* L.）和燕麥（*Avena sativa* L.）混合物，以便在冬季提供覆蓋作物，但可以結合不同品種的豆科植物和草種，以增加物種多樣性。有鑒於該地區缺水，較理想的是淺根系、需水量低的品種（如 *Vicia ervilia* W.）。在這個降雨量相對較低（300 毫米 / 年）的地區，地被植物和綠肥可先一步停止使用，以避免與主要作物爭奪水分。一般來說，這兩種類型的覆蓋作物都是在早春或仲春被砍掉，當時有大量的植物生物量（儘管管理可以根據每年的天氣條件改變），之後將植物殘體留在地上作為敷蓋（在免耕作系統中），或透過鑿犁翻入土壤，深度為 15~20 公分（在少耕系統中）。在我們的研究個案中，將詳列從慣行耕犁轉向少耕、少耕加綠肥和免耕，對土壤碳固存、土壤二氧化碳排放率和作物產量的影響。

3. 案例研究背景

該研究在西班牙南部的兩個石灰質乾旱和半乾旱地區進行，位於穆西亞東部約 50 公里處（地點一：北緯 38°3'15"，西經 1°46'12"；平均海拔 633 公尺；地點 二：北緯 37°51'59"，西經 1°43'11"；平均海拔 839 公尺）。

4. 擴大規模的可能性

這些農業措施適用於世界各地生長的雨養和灌溉的木本作物。

5. 對土壤有機碳庫存的衝擊

在 2018 年 11 月作物收成後，即管理方法實施 10 年後，收集了在杏仁樹行間的土壤樣品。每個管理措施都收集了四對的未擾動（體積為 100 立方公分的土樣）和擾動的土壤樣品，分別用於土壤容積密度估算和有機碳分析。土壤有機碳庫存（噸 / 公頃）被計算為每個採樣點的土壤有機碳濃度、土壤容積密度和深度的乘積（表 84）。

表 84. 在少耕和覆蓋作物 10 年後，西班牙南部杏仁樹生產的土壤有機碳庫存變化情況

地點	氣候帶	土壤類型	基準線碳庫存（噸碳 / 公頃）	額外的碳儲量（噸碳 / 公頃 / 年）	持續時間（年）	更多資訊	參考文獻
西班牙	暖溫帶乾燥	鈣積土	42.23 ±9.24（12 例）	1	10	在 20 公分深處，從慣行耕犁轉向少耕	未發表
			25.17 ±2.8（12 例）	0.33		在 15 公分深度，從少耕轉向免耕	

6. 該措施的其他效益

6.1. 改善土壤性質

隨著耕犁頻率的降低，生物物理性質也得到了改善，如土壤構造（團粒穩定性）和土壤水的滲透能力（實施免耕時）（Almagro et al., 2016; Almagro et al., 2017; Martínez-Mena et al., 出版中）。

6.2. 最小化對土壤功能的威脅

表 85. 土壤威脅

土壤威脅	
土壤侵蝕	與慣行耕犁方式相比，杏仁樹之間的帶狀植物覆蓋物減少了土壤侵蝕率和相關碳及養分，減少約 60~80%（Martínez-Mena et al., 2020）。
養分的失衡和循環	在綠肥下改善氮的有效性（Martínez-Mena et al., 出版中），減少所有少耕系統中因侵蝕造成的營養流失（Martínez-Mena et al., 2020）。
土壤水分管理	降低耕犁強度增加了田間有效水含量（Almagro et al., 2016）。

6.3. 產量增加（如食物、燃料、飼料、木材）

10 年後，慣行耕犁和少耕系統之間的作物產量沒有差異。根據不同的農場，慣行耕犁的平均值為 40~321 公斤 / 公頃不等，而少耕的平均值為 30~311 公斤 / 公頃不等。然而，當慣行耕犁轉換為免耕時，作物產量下降 73%（Martin-Gorriz et al., 2020）。這可能是因為免耕下的土壤壓實度逐年增加，阻礙了有機物礦化和主要作物的氮有效性。我們的結果表明，在雨養半乾旱條件下種植有機木本作物，尤其是種植在高碳酸鹽含量以及有機物和養分貧乏的土壤中，若未施用肥料，可能不適合採用免耕（Martínez-Mena et al., 出版中）。因此，應偶爾進行耕犁（即每 4~5 年一次），以使土壤通氣和去壓實（decompaction），或者免耕應與其他措施相結合，如有機氮肥。

6.4. 緩解和適應氣候變遷

在各種耕犁處理之間沒有觀察到土壤二氧化碳排放的差異（Almagro et al., 2017），在有機雨養農業系統中，與二氧化碳排放相比，氧化亞氮（N_2O）和甲烷（CH_4）的排放預計可以忽略不計（Sánchez-García et al., 2016）。另一方面，土壤二氧化碳通量（flux）對土壤溫度和濕度的反應被少耕系統的植物覆蓋物緩衝，使覆蓋的土壤與裸地相比（慣行耕犁下，Almagro et al., 2017），更能減緩極端降雨、乾旱和暖化的影響，其彈性更好。此外，對於極端氣候，這些農業措施在控制土壤侵蝕以及碳和養分流失方面更有效果（Martínez-Mena et al. , 2020），據預測，在氣候變遷下，這些情況會加劇。

6.5. 社會經濟效益

與慣行耕犁相比，少耕降低了溫室氣體排放，並改善了利潤 / 溫室氣體排放的比率，因而成為我們研究個案中杏仁生產者和土地永續性的最佳策略（Martin-Gorriz et al., 2020）。另一方面，少耕與綠肥的結合增加了農場的溫室氣體排放，而使用種子則導致利潤 / 溫室氣體排放的比率降低。然而，如果考慮到其他社會經濟效益和外部因素（即生態系統服務），添加綠肥會使，例如：（1）作物產量長期增加（Martínez-Mena et al., in press）；（2）透過防止土壤侵蝕以減少土壤有機物和養分的流失（間接成本）（Martínez-Mena et al., 2020）；以及（3）保持土壤肥力和健康狀況（Almagro et al., 2017）。儘管免耕（不施肥）的溫室氣體排放量最低，但產量卻大幅降低，因此，即使有補貼，這種做法在經濟上也幾乎行不通（Martin-Gorriz et al., 2020）。

7. 該措施的潛在缺點

7.1. 權衡對土壤功能的其他威脅

表 86. 土壤威脅

土壤威脅	
養分的失衡和循環	雖然可以改善土壤養分平衡和循環，但也可能發生與主要作物競爭養分（Martínez-Mena et al., 2013）。
土壤壓實	從少耕到零耕犁的過程中有所增加（Martínez-Mena et al., 2013）。

土壤威脅	
土壤水分管理	可以促進與主要作物的水競爭，尤其是在乾旱的年份（Martínez-Mena et al., 2013）。

7.2. 潛在溫室氣體排放

由於在不同的耕犁系統中沒有觀察到土壤二氧化碳排放的差異，而且與有機雨養農業系統中的二氧化碳排放相比，氧化亞氮和甲烷的排放預計可以忽略不計，因此溫室氣體淨平衡等於第 4 節中提供的土壤碳固存率。

7.3. 產量減少（如食物、燃料、飼料、木材、纖維）

從少耕到免耕的轉換，自實驗開始就突然降低了作物產量。在這方面，施用氮肥和偶爾的耕犁可以提高免耕木本植物種植系統的作物產量。

7.4. 其他衝突

在採用少耕時，觀察到土壤物理化學性質的改善，與作物產量的改善之間存在滯後性，因沒有直接收益，所以降低了農民採用此方法的意願。

8. 實行該措施前的建議

選擇適當的覆蓋作物品種，正確混合豆科植物與非豆科植物，並根據氣候條件靈活安排覆蓋作物的修剪時間。

9. 採用該措施的潛在障礙

表 87. 採用該措施的潛在障礙

障礙	有 / 無	
生物物理	有	惡劣的土壤氣候（pedo-climatic）條件（半乾旱且有機物、水和養分有效性低的土壤）
文化	有	農民對慣行觀念的看法是，一個「乾淨」和「整潔」的果園，不能有樹木以外的植被存在（Ramos et al. , 2010）。
社會	有	同儕壓力；選擇和實施結果的自主程度；以及社區的支持（Borgström et al., 2016; Runhaar et al., 2017）。
經濟	有	成本 / 效益比；在半乾旱條件下施用綠肥的效益並非立竿見影；缺乏可用的商業模式（Ferwerda, 2015）。
機構	有	缺乏來自政府的經濟獎勵和支援，包括補貼（Runhaar et al., 2017）。
法律（土地權利）	有	缺乏嚴格的立法和標準（Ahnström et al., 2009）。
知識	有	缺乏：（1）農民的意識，（2）社群感，（3）創新能力，（4）對農業生態系統的瞭解（Ferwerda, 2015; Schoonhoven and Runhaar, 2018）。
其他	有	缺乏動力。

照片

A

B

C

D

照片 40. 不同改良土壤管理措施下，行間的地被植物覆蓋情形，以上為局部視圖

圖片顯示了在生長季節結束時，免耕（B）、少耕（C）和少耕搭配綠肥（D）的情況下，與慣行（集約）耕犁系統下的行間裸露土壤的比較（A）

參考文獻

Ahnström, J., Höckert, J., Bergeå, H.L., Francis, C.A., Skelton, P. & Hallgren, L. 2009. Farmers and nature conservation: What is known about attitudes, context factors and actions affecting conservation? *Renewable Agriculture and Food Systems*, 24(1): 38–47. https://doi.org/10.1017/S1742170508002391

Almagro, M., Garcia-Franco, N. & Martínez-Mena, M. 2017. The potential of reducing tillage frequency and incorporating plant residues as a strategy for climate change mitigation in semiarid Mediterranean agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 246: 210–220. https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.05.016

Almagro, M., de Vente, J., Boix-Fayos, C., García-Franco, N., Melgares de Aguilar, J., González, D., Solé-Benet, A. & Martínez-Mena, M. 2016. Sustainable land management practices as providers of several ecosystem services under rainfed Mediterranean agroecosystems. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 21(7): 1029–1043. https://doi.org/10.1007/s11027-013-9535-2

Borgström, S., Zachrisson, A. & Eckerberg, K. 2016. Funding ecological restoration policy in practice—patterns of short-termism and regional biases. *Land Use Policy*, 52: 439–453. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2016.01.004

Ferwerda, W. 2015. *4 returns, 3 zones, 20 years: a holistic framework for ecological restoration by people and business for next generations*. RSM/IUCN CEM. (also available at: https://portals.iucn.org/library/sites/library/files/documents/2015-045.pdf)

Martínez-Mena, M., Carrillo-López, E., Boix-Fayos, C., Almagro, M., García Franco, N., Díaz-Pereira, E., Montoya, I. & de Vente, J. 2020. Long-term effectiveness of sustainable land management practices to control runoff, soil erosion, and nutrient loss and the role of rainfall intensity in Mediterranean rainfed agroecosystems. *Catena*, 187: 104352. https://doi.org/10.1016/j.catena.2019.104352

Martínez-Mena, M., Garcia-Franco, N., Almagro, M., Ruiz-Navarro, A., Albaladejo, J., de Aguilar, J.M., Gonzalez, D. & Querejeta, J.I. 2013. Decreased foliar nitrogen and crop yield in organic rainfed almond trees during transition from reduced tillage to no-tillage in a dryland farming system. *European Journal of Agronomy*, 49: 149–157. https://doi.org/10.1016/j.eja.2013.04.006

Martínez-Mena, M., Perez, M., Almagro, M., Garcia-Franco, N., Díaz-Pereira, E. Long-term impacts of sustainable management practices on soil properties and crop yields in rainfed Mediterranean almond agroecosystems. *European Journal of Agronomy* (in press).

Martin-Gorriz, B., Maestre-Valero, J.F., Almagro, M., Boix-Fayos, C. & Martínez-Mena, M. 2020. Carbon emissions and economic assessment of farm operations under different tillage practices in organic rainfed almond orchards in semiarid Mediterranean conditions. *Scientia Horticulturae*, 261: 108978. https://doi.org/10.1016/j.scienta.2019.108978

Ramos, M.E., Benítez, E., García, P.A. & Robles, A.B. 2010. Cover crops under different managements vs. frequent tillage in almond orchards in semiarid conditions: Effects on soil quality. *Applied Soil Ecology*, 44(1): 6–14. https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2009.08.005

Runhaar, H.A.C., Melman, Th.C.P., Boonstra, F.G., Erisman, J.W., Horlings, L.G., de Snoo, G.R., Termeer, C.J.A.M., Wassen, M.J., Westerink, J. & Arts, B.J.M. 2017. Promoting nature conservation by Dutch farmers: a governance perspective. *International Journal of Agricultural Sustainability*, 15(3): 264–281. https://doi.org/10.1080/14735903.2016.1232015

Sánchez-García, M., Sánchez-Monedero, M.A., Roig, A., López-Cano, I., Moreno, B., Benitez, E. & Cayuela, M.L. 2016. Compost vs biochar amendment: a two-year field study evaluating soil C build-up and N dynamics in an organically managed olive crop. *Plant and Soil*, 408(1): 1–14. https://doi.org/10.1007/s11104-016-2794-4

Schoonhoven, Y. & Runhaar, H. 2018. Conditions for the adoption of agro-ecological farming practices: a holistic framework illustrated with the case of almond farming in Andalusia. *International Journal of Agricultural Sustainability*, 16(6): 442–454. https://doi.org/10.1080/14735903.2018.1537664

22. 西班牙橄欖園裡的生物炭和堆肥應用

María Sánchez-García, Miguel A. Sánchez-Monedero, María Luz Cayuela

Department of Soil and Water Conservation and Waste Management, CEBAS-CSIC, Campus Universitario de Espinardo, Murcia, Spain
西班牙高等科學委員會（CSIC）土壤科學與應用生物研究中心（CEBAS）水土保持與廢棄物管理部

1. 相關措施和熱點

生物炭、堆肥施用、有機農業；旱地

2. 案例研究說明

我們在一座以有機方式管理的橄欖園裡進行了一項試驗，以評估三種施肥措施對於土壤碳固存策略的潛力。這個實驗共評估了生物炭、堆肥和它們的混合物對作物產量、橄欖樹的營養狀況和土壤有機碳水準的影響。也評估了碳固存和氧化亞氮排放之間的權衡，以及其他土壤微生物和生物化學參數。

堆肥是在田間以乾草翻堆的方式（windrow turning），將二期橄欖磨廢料（two-phase olive mill-waste）與羊糞肥和橄欖樹修剪物混合，體積比例分別為 50%、25% 和 25%（López-Cano et al., 2016）。生物炭則是由橡樹木材製成，在 650℃、常壓下進行緩慢熱裂解（pyrolysis），滯留時間為 15 小時，內含 67% 的有機碳和高度的芳香烴縮合（aromatic condensation）〔氫碳莫耳比（H / Corg Molar Ratio）= 0.32〕。

實驗設計包括四種處理：（1）對照組（無改良劑），（2）堆肥組，（3）堆肥 / 生物炭的混合組，比例為 90：10（dw / dw），以及（4）生物炭組。每組處理設置了三個重複的實驗，即為每組包含兩行相鄰的六棵樹。按照該地區的普遍措施，在樹的兩側沿著灌溉管道一公尺的寬度施用 20 噸 / 公頃的改良劑。考慮到整個樣區的面積，這相當於 16 公斤 / 樹或 6 噸 / 公頃。2013 年 5 月、2015 年 5 月和 2017 年 5 月人工施用改良劑，並立即使用曳引機犁至 15 公分深的土壤（照片 41）。對照組樣區沒有添加任何碳或氮，而堆肥、混合物和生物炭組的實驗樣區每次施用改良劑時分別得到 141、132 和 50 公斤氮 / 公頃，以及 2.15、2.34 和 4.04 噸碳 / 公頃。

此實驗連續進行了四年，並監測了土壤總有機碳（total organic carbon）、溶解有機碳（dissolved organic carbon）、水溶性氮（water soluble nitrogen）、礦物氮〔銨（NH_4^+）和硝酸鹽（NO_3^-）〕和脫氮酵素活性（denitrifying enzyme activity）。在施用改良劑後的兩年中，測量了二氧化碳和氧化亞氮的排放。15 個月後也記錄了氨單氧化酶（ammonia monooxygenase）的基因複製數。有關所使用的改良劑、實驗設置和頭兩年實驗結果的更多細節，請見Sánchez-García等人（2016）。

3. 案例研究背景

實地試驗是在位於西班牙東南部的穆西亞地區進行（座標：北緯 38°23'，西經 1°22'）。該地區屬於暖溫帶乾燥氣候帶（IPCC, 2006）。日平均最高溫度為 20.7℃，平均最低溫度為 11.5℃。年降雨量為 250 毫米，主要集中於秋季和春季。在夏季，乾燥期與最高日照率（insolation rate）和溫度相吻合，這是地中海型氣候的特點。土壤屬於簡育鈣積土（WRB 分類），有 57% 的砂粒和 16% 的黏粒，30% 的碳酸鹽，pH 值為 8.01。因其受到強烈的土壤碳礦化作用的影響，有機物含量低，降雨強烈但不頻繁，這增加了侵蝕和碳流失的風險。

我們在 2013 年 5 月於一座有以有機方式管理的橄欖園建立試驗樣區（照片42）。橄欖樹的樹齡為 20 年，試驗地為 4 x 7 平方公尺，施肥方式只有每兩年一次的堆肥。其他栽培措施包括低強度耕犁（每年三次）和夏季的缺水滴灌（deficit drip）。

4. 擴大規模的可能性

由於生物炭的高度碳難分解性（recalcitrance）和芳香性（aromaticity），利用生物炭作為土壤改良劑已被視為一種碳固存策略（UNEP, 2017）。許多作者發現，生物炭土壤改良劑可以作為提高土壤肥力，同時減少溫室氣體排放的策略（Cayuela et al., 2014; Laird, 2008; Verhoeven et al., 2017）。然而，土壤對生物炭改良劑的反應取決於生物炭的性質（即原料、熱裂解條件）以及場地特性（氣候和土壤性質）（Jeffery et al., 2015）。來自當地作物殘體的生物炭原料具有特殊的意義，因為它們可以封閉當地廢物處理和作物生產之間形成的迴圈（Snchez-Garca et al., 2019），從而使循環經濟向前邁進一步。生物質碳化的使用為大量農業殘體的處理方法，否則這些殘體會在空地上燃燒，造成嚴重的空氣汙染並增加火災風險（Zhang et al., 2016）。

目前具有類似環境條件的幾個地區，位於地中海氣候條件下的五個生態區（ecoregion）：地中海盆地、北美太平洋沿岸、澳洲西南部、南非開普（Cape）地區和智利中部海岸。這些地區經常種植橄欖樹作物（Vicente-Vicente et al., 2016）。這些地區具有碳流失的高風險威脅，而有機改良劑的投入被認為是有望增加土壤有機碳的策略（Aguilera et al., 2013）。

此外，這些土壤具有增加土壤有機碳庫存的巨大潛力，因為它們尚未達到碳飽和（West and Six, 2007），鑒於預期效益的重要性，應優先考慮提高碳庫土壤的土壤有機碳庫存（Chenu et al., 2019）。此外，由於氣候變遷的影響，預計會增加乾旱和半乾旱的天氣狀況（Collins et al., 2013）。因此，在乾旱地區開展的研究具有很高的關注度，因為這些研究結果也可以代表預期遭受升溫和缺水地區的未來情況。

5. 對土壤有機碳庫存的衝擊

表 88. 西班牙穆西亞的實驗樣區，經過四年實驗後的土壤有機碳庫存變化情況

地點	氣候帶	土壤類型	基準線碳庫存（噸碳／公頃）	額外的碳儲量潛力（噸碳／公頃／年）	持續時間（年）	深度（公分）	更多資訊	參考文獻
穆西亞（西班牙）	暖溫帶乾燥	簡育鈣積土	3.024	對照組（無改良劑）：-0.068 堆肥：0.035 混合物：0.017 生物炭：0.281	4	15	考慮到整個樣區的面積，施用三次改良劑（每兩年一次）後，土壤有機碳儲量的增加情況	Sánchez-García *et al.* (2016)*

* 本參考文獻彙編了 2013~2015 年頭兩年的實驗結果

6. 該措施的其他效益

6.1. 改善土壤性質

在其他土壤物理性質中，土壤水的有效性是一個至關重要的問題，尤其是在半乾旱和乾旱地區（Spokas et al., 2012）。在最近統合分析（meta-analysis）裡的所有實驗組中，生物炭改良土壤容積密度平均下降了 9%（Razzaghi, Obour and Arthur, 2020）。較低的土壤容積密度有利於根系的穿刺能力以及空氣和水的流動，從而提高植物的水分供應（Laird, 2008）。在這個實地實驗中，有機改良劑對土壤容積密度沒有明顯的影響，可能是因為田間異質性（heterogeneity）高。

以前的研究報告指出，隨著生物炭表面的氧化和陽離子交換能力的增加，養分的儲存和供應也逐步增加（Cooper et al., 2020）。在許多情況下，這與生物炭的石灰效應（liming effect）有關。儘管當土壤的 pH 值已經呈現鹼性時，生物炭的這種性質不會產生影響（Sánchez-García, Sánchez-Monedero and Cayuela, 2020），但生物炭改良劑仍然會促進石灰質土壤的生物活性和營養循環（Lejon et al., 2007; Ventura et al., 2014）。堆肥和混合物改良劑會導致溶解有機碳以及水溶性氮的增加。然而，由於土壤養分含量很低，而且木質生物炭並不代表重要的養分來源，所以單獨的生物炭改良劑並不會增加養分有效性。

總細菌群落數的大小與硝化細菌（nitrifying bacteria）和脫氮酵素活性有正相關，顯示出有機改良劑對土壤生物性質的正面影響。此外，當堆肥和生物炭混合使用時，我們觀察到了有趣的協同效應（synergistic effect），因為自實驗進行以來，每年混合物改良樣區上的脫氮酵素活性達到了最高值（7 月為平均值，即活性最高的月份，對照組、堆肥組、混合組和生物炭組改良樣區分別為 19.47、38.95、76.11 和 10.91 ngN / g / h）。由於堆肥和混合物改良樣區之間的土壤養分含量沒有差異，脫氮酵素活性的增加是混合物實驗中生物活性較高的結果。硝化細菌群落在混合物改良樣區中也較大（$3.78 \times 10^8 \pm 0.33 \times 10^8$ *AmoA* 基因套數），而若為單獨的堆肥或生物炭改良劑，則未出現此效果（其餘實驗的平均數值為 $2.22 \times 10^8 \pm 1.55 \times 10^8$ *AmoA* 基因套數）。

6.2. 最小化對土壤功能的威脅

表 89. 土壤威脅

土壤威脅	
土壤生物多樣性損失	增加微生物活性（Sánchez-García et al., 2016）。
土壤壓實	增加團粒穩定性（Blanco-Canqui, 2017）並降低土壤容積密度（Blan-co-Canqui, 2017; Razzaghi, Obour and Arthur, 2020）。
土壤水分管理	增加植物有效水（Blanco-Canqui, 2017; Razzaghi, Obour and Arthur, 2020）。

6.3. 提供服務（如食物、燃料、飼料、木材、纖維）

各個實驗處理之間的橄欖產量沒有明顯差異。田間的高變異性可能抵消了各實驗處理之間的可能差異。然而，橄欖樹的特點是對施肥變化的反應緩慢（Fernández-Hernández et al., 2014），所以我們不能排除長期會對橄欖產量有明顯影響（表 90）。

表 90. 2017 年行動依據不同實驗處理的橄欖產量

實驗處理	2017 年行動（噸 / 公頃）
對照組	6.96 ±1.10
堆肥組	7.75 ±0.66
混合組	7.44 ±1.12
生物炭組	8.71 ±1.40

提供的數值是平均值(n=3)±標準差

6.4. 緩解和適應氣候變遷

生物炭處理使表土層（15 公分深）的總有機碳增加得最多，也更持久。氧化亞氮的排放量通常較低（介於 0.14~0.24 公斤氧化亞氮態氮 / 公頃 / 年），各實驗處理之間沒有明顯差異。

6.5. 社會經濟效益

目前，堆肥和生物炭作為有機改良劑的使用，受到生產和應用成本上升的限制。就生物炭而言，其農業用途也因熱裂解裝置的可用性低而受到限制。近年來，人們越來越關注在空地燃燒生物質會增加溫室氣體排放，導致許多橄欖樹生產者將修剪後的殘體研磨後直接施用於土壤中。然而，這為土壤病原體的傳播帶來了風險（Benyei et al., 2018）。堆肥和熱裂解生物質都是能夠在農業中回收養分的技術，同時也能保證生物質的衛生。然而，在土壤中應用堆肥和生物炭的短期效益並不能在經濟上補償其成本。這一事實可以透過制定政策來扭轉，這些政策為修剪廢棄物的處理提供解決方案，並促進生物循環經濟和碳固存。

7. 該措施的潛在缺點

7.1. 溫室氣體排放量增加

在這種地中海乾燥氣候下，溫室氣體排放普遍較低，只有土壤水分（滴灌後）與夏季高溫同時產生作用，才會造成氧化亞氮的突然提升。氧化亞氮排放係數（emission factor, %EF，即施用的氮肥被轉化為氧化亞氮，並在現場排放的百分比）非常低，所有實驗處理都很相似（<0.1%）。與堆肥處理相比，生物炭並沒有減少氧化亞氮的排放。

此外，儘管氮和碳的利用率較高，但堆肥改良劑並沒有增加氧化亞氮的排放。

7.2. 其他衝突

物理過程可能導致生物炭的外地運輸。

8. 實行該措施前的建議

生物炭和堆肥這兩個詞指的是範圍廣泛的有機改良劑，在將其作為有益的土壤改良劑使用之前，必須予以適當的定義。

生物炭的特點是密度非常低。建議在施用生物炭後立即耕翻土壤，以避免其被搬運至他處（即被風吹至別處）。

鑒於目前生物炭的低供應量和高市場價格，實施田間熱裂解系統對於改善經濟平衡是必要的。

9. 採用該措施的潛在障礙

表 91. 採用該措施的潛在障礙

障礙	有 / 無	
經濟	有	供應量低，市場價格高（Frank et al., 2020）。
知識	有	缺乏長期的實地研究（Jeffery et al., 2015）。

照片

照片 41. 手動將生物炭施用於土壤表面並透過曳引機犁地翻入改良劑

照片 42. 實地實驗的地景圖

誌謝

本研究是在歐盟專案 FP7 KBBE.2011.1.2-02 FERTIPLUS（由歐盟執行委員會共同資助）和專案 CTM2015-67200-R 和 RTI2018-099417-B-I00（由西班牙科學部支援，Spanish Ministry of Science, Innovation and Universities，並由歐盟 FEDER 基金共同資助）架構下進行。本報告的內容並不代表歐盟的官方意見。報告中的資訊和觀點完全由作者本人負責。作者非常感謝「SAT 1870 Casa Pareja」的經理 Juan Molina 提供的實驗場地。

參考文獻

Aguilera, E., Lassaletta, L., Gattinger, A. & Gimeno, B.S. 2013. Managing soil carbon for climate change mitigation and adaptation in Mediterranean cropping systems: A meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 168: 25–36. https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.02.003

Benyei, P., Cohen, M., Gresillon, E., Angles, S., Araque-Jiménez, E., Alonso-Roldán, M. & Espadas-Tormo, I. 2018. Pruning waste management and climate change in Sierra Mágina's olive groves (Andalusia, Spain). *Regional Environmental Change*, 18(2): 595–605. https://doi.org/10.1007/s10113-017-1230-5

Blanco-Canqui, H. 2017. Biochar and Soil Physical Properties. *Soil Science Society of America Journal*, 81(4): 687–711. https://doi.org/10.2136/sssaj2017.01.0017

Cayuela, M.L., van Zwieten, L., Singh, B.P., Jeffery, S., Roig, A. & Sánchez-Monedero, M.A. 2014. Biochar's role in mitigating soil nitrous oxide emissions: A review and meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 191: 5–16. https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.10.009

Chenu, C., Angers, D.A., Barré, P., Derrien, D., Arrouays, D. & Balesdent, J. 2019. Increasing organic stocks in agricultural soils: Knowledge gaps and potential innovations. *Soil and Tillage Research*, 188: 41–52. https://doi.org/10.1016/j.still.2018.04.011

Collins, M., Knutti, R., Arblaster, J., Dufresne, J.-L., Fichefet, T., Gao, X., Gutowski, W.J., Johns, T., Krinner, G., Shongwe, M., Weaver, A.J. & Wehner, M. 2013. Long-term Climate Change: Projections, Commitments and Irreversibility. *In* T.F. Stocker, D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex & P.M. Midgley, eds. *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, p. Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, Cambridge University Press.

Cooper, J., Greenberg, I., Ludwig, B., Hippich, L., Fischer, D., Glaser, B. & Kaiser, M. 2020. Effect of biochar and compost on soil properties and organic matter in aggregate size fractions under field conditions. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 295: 106882. https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.106882

Fernández-Hernández, A., Roig, A., Serramiá, N., Civantos, C.G.-O. & Sánchez-Monedero, M.A. 2014. Application of compost of two-phase olive mill waste on olive grove: Effects on soil, olive fruit and olive oil quality. *Waste Management*, 34(7): 1139–1147. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.03.027

Frank, J.R., Brown, T.R., Malmsheimer, R.W., Volk, T.A. & Ha, H. 2020. The financial trade-off between the production of biochar and biofuel via pyrolysis under uncertainty. *Biofuels, Bioproducts and Biorefining*, 14(3): 594–604. https://doi.org/10.1002/bbb.2092

IPCC. 2006. *IPCC Classifications* [online]. [Cited 9 July 2020]. https://forest.jrc.ec.europa.eu/en/activities/lulucf/ipcc-classifications/

Jeffery, S., Bezemer, T.M., Cornelissen, G., Kuyper, T.W., Lehmann, J., Mommer, L., Sohi, S.P., Voorde, T.F.J. van de, Wardle, D.A. & Groenigen, J.W. van. 2015. The way forward in biochar research: targeting trade-offs between the potential wins. *GCB Bioenergy*, 7(1): 1–13. https://doi.org/10.1111/gcbb.12132

Laird, D.A. 2008. The Charcoal Vision: A Win–Win–Win Scenario for Simultaneously Producing Bioenergy, Permanently Sequestering Carbon, while Improving Soil and Water Quality. *Agronomy Journal*, 100(1): 178–181. https://doi.org/10.2134/agronj2007.0161

Lejon, D.P.H., Sebastia, J., Lamy, I., Chaussod, R. & Ranjard, L. 2007. Relationships between Soil Organic Status and Microbial Community Density and Genetic Structure in Two Agricultural Soils Submitted to Various Types of Organic Management. *Microbial Ecology*, 53(4): 650–663. https://doi.org/10.1007/s00248-006-9145-6

López-Cano, I., Roig, A., Cayuela, M.L., Alburquerque, J.A. & Sánchez-Monedero, M.A. 2016. Biochar improves N cycling during composting of olive mill wastes and sheep manure. *Waste Management*, 49: 553–559. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.12.031

Razzaghi, F., Obour, P.B. & Arthur, E. 2020. Does biochar improve soil water retention? A systematic review and meta-analysis. *Geoderma*, 361: 114055. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.114055

Sánchez-García, M., Cayuela, M.L., Rasse, D.P. & Sánchez-Monedero, M.A. 2019. Biochars from Mediterranean Agroindustry Residues: Physicochemical Properties Relevant for C Sequestration and Soil Water Retention. *ACS Sustainable Chemistry & Engineering*, 7(5): 4724–4733. https://doi.org/10.1021/acssuschemeng.8b04589

Sánchez-García, M., Sánchez-Monedero, M.A. & Cayuela, M.L. 2020. N2O emissions during Brassica oleracea cultivation: Interaction of biochar with mineral and organic fertilization. *European Journal of Agronomy*, 115: 126021. https://doi.org/10.1016/j.eja.2020.126021

Sánchez-García, M., Sánchez-Monedero, M.A., Roig, A., López-Cano, I., Moreno, B., Benitez, E. & Cayuela, M.L. 2016. Compost vs biochar amendment: a two-year field study evaluating soil C build-up and N dynamics in an organically managed olive crop. *Plant and Soil*, 408(1): 1–14. https://doi.org/10.1007/s11104-016-2794-4

Spokas, K.A., Cantrell, K.B., Novak, J.M., Archer, D.W., Ippolito, J.A., Collins, H.P., Boateng, A.A., Lima, I.M., Lamb, M.C., McAloon, A.J., Lentz, R.D. & Nichols, K.A. 2012. Biochar: A Synthesis of Its Agronomic Impact beyond Carbon Sequestration. *Journal of Environmental Quality*, 41(4): 973–989. https://doi.org/10.2134/jeq2011.0069

UNEP. 2017. Emissions Gap Report 2017. In: *UNEP - UN Environment Programme* [online]. [Cited 14 July 2020]. http://www.unenvironment.org/resources/emissions-gap-report-2017

Ventura, M., Zhang, C., Baldi, E., Fornasier, F., Sorrenti, G., Panzacchi, P. & Tonon, G. 2014. Effect of biochar addition on soil respiration partitioning and root dynamics in an apple orchard. *European Journal of Soil Science*, 65(1): 186–195. https://doi.org/10.1111/ejss.12095

Verhoeven, E., Pereira, E., Decock, C., Suddick, E., Angst, T. & Six, J. 2017. Toward a Better Assessment of Biochar–Nitrous Oxide Mitigation Potential at the Field Scale. *Journal of Environmental Quality*, 46(2): 237–246. https://doi.org/10.2134/jeq2016.10.0396

Vicente-Vicente, J.L., García-Ruiz, R., Francaviglia, R., Aguilera, E. & Smith, P. 2016. Soil carbon sequestration rates under Mediterranean woody crops using recommended management practices: A meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 235: 204–214. https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.10.024

West, T.O. & Six, J. 2007. Considering the influence of sequestration duration and carbon saturation on estimates of soil carbon capacity. *Climatic Change*, 80(1): 25–41. https://doi.org/10.1007/s10584-006-9173-8

Zhang, D., Yan, M., Niu, Y., Liu, X., van Zwieten, L., Chen, D., Bian, R., Cheng, K., Li, L., Joseph, S., Zheng, J., Zhang, X., Zheng, J., Crowley, D., Filley, T.R. & Pan, G. 2016. Is current biochar research addressing global soil constraints for sustainable agriculture? *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 226: 25–32. https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.04.010

23. 地中海環境下的趨合農業

Karen de Vries, Ryan Botha

La Loma Viva, Gualchos, Granada, Spain
西班牙活山基金會（La Loma Viva）

1. 相關措施和熱點

趨合農業（Syntropic Agriculture, SA）；旱地

2. 案例研究說明

「活山基金會」（La Loma Viva）是一個再生農業的研究項目，成立於 2009 年西班牙南部格拉納達的一個退化的地景。永續農業（permaculture）最初被用於實現農場的主要設計項目，包括再生能源和水收集系統。2016 年開始與恩斯特．高奇（Ernst Gotsch[5]）及其趨合農業方法合作，目的是實施一個能深度再生的地景，且具有農業生產力的系統。再生農業的目標是：改良土壤條件、碳固存、加強水循環、增加生物多樣性，並提升對氣候變遷的韌性，同時提高食物品質。為了這些目的，趨合農業已經在熱帶地區被廣泛和成功地採用，但在其他氣候帶卻沒有完好記錄。2017 年，在「活山基金會」建立了一個趨合農業研究基地，以調查該方法在地中海背景下的潛力。此方法在現有的慣行杏仁耕種梯田實施，面積為 2150 平方公尺（照片 43）。為了建立類似森林的趨合農業系統，選擇了適當的植物和樹木，根據對其功能的觀察與演替動態（時間），主要使用原生物種，以佔據不同層（strata）（空間）（照片 44，表92）。主要的樹線（tree line）間隔四公尺，以種植不同的生產性物種、最大化光合作用、創造遮蔭、減少蒸發，並增加生物質生產。它們密密麻麻地堆滿了多層次的樹木和植物共同體（consortium），目的是能以活體植物 100% 的覆蓋土壤。行間種植了一年生和多年生的蔬菜、耐寒的原生植物和季節性覆蓋作物。此設計加上定期修剪等管理措施，模仿了多樣化的自然生態系統的形式和過程，加速了農業生態系統內的自然再生。趨合農業創造了一個強大的碳農業策略，具有多重社會和環境效益。

[5] 瑞士遺傳學家和農民，趨合農業概念的創造者（另見本手冊關於趨合農業的第 6.1.4 章）

表 92. 目前在「活山基金會」（La Loma Viva）的趨合農業系統中使用的樹木和植物物種清單

層	層佔據率	種類
突出層（Emergent）	15~20%	地中海柏木（*Cupressus sempervirens*）、銀白楊（*Populis alba*）、黑楊（*Populis nigra*）、洋槐（*Robinia psuedoacacia*）、傘形松（*Pinus pinea*）
冠層（Canopy）	40%	地中海朴樹（*Celtis australis*）、角豆樹（*Ceratonia siliqua*）、無花果（*Ficus caricus*）、黑胡桃（*Juglans nigra*）、黑桑（*Morus nigra*）、橄欖（*Olea europea*）、酪梨（*Persea americana*）、冬青櫟（*Quercus ilex rotundifolia*）、白蠟樹（*Fraxinus angustifolia*）、柳樹（*Salix alba*）
中間層（Medium）	60%	合歡樹（*Albizia julibrissin*）、杏仁（*Amygdalus communis / Prunis dulcis*）、草莓樹（*Arbutus unedo*）、柑橘類（*Citrus sinensis*）、圓柄黃連木（*Pistacia terebinthus*）、杏（*Prunus armeniaca*）、李（*Prunus domestica*）、桃（*Prunus persica*）、石榴樹（*Punica granatum*）
低層（Low）	80%	香根草（*Chrysopogon zizanoides*）、刺苞菜薊（*Cynara cardunculus*）、菜薊（*Cynara scolymus*）、仙人掌（*Optunia ficus indica*）、狼尾草（*Pennisetum purpureum*）、乳香黃連木（*Pistacia lentiscus*）、緣生決明木（*Retama sphaerocapa*）、迷迭香（*Rosmarinus officianalis*）、匍匐迷迭香（*Rosmarinus repens*）、棉杉菊（*Santolina rosmarinifolia*）
地面層（Ground）	15~20%	蘆筍（*Asparagus officinalis*）、莫邪菊 / 冰花果（*Carpobrotus edulis*）、茴香（*Foeniculum vulgare*）、鼠尾草（*Salvia officinalis*）、棉杉菊 / 薰衣草棉（*Santolina chameacyparissus*）、西班牙草（*Stipa tenacissma*）、百里香（*Thymus*）、草莓（*Fragaria x ananassa*）

所有的分層（一年生）	可以種植於行間或樹線之間的空間。	一年生蔬菜〔例如：玉米（*Zea mays*）、番茄（*Lycopersicon esculentum*）、辣椒、萵苣（*Lactuca sativa* var. *capitata*）、向日葵（*Helianthus annuus*）、馬鈴薯（*Solamum tuberosum*）、洋蔥（*Allium cepa*）、大蒜（*Aliium sativum*）、花椰菜（*Brassica oleracea* var. *botrytis*）、芥藍（*Brassica oleracea* var. *acephala*）、牛皮菜、茄子（*Solanum melongena*）、南瓜（*Cucurbita* spp.）、甜瓜（*Cucumis melo*）、甜菜根、櫛瓜、鷹嘴豆（*Cicer arietinum*）〕 一年生草本植物（如羅勒、香菜、西芹、蒔蘿） 草類和覆蓋作物〔如蘇丹草、高粱（*Sorghum bicolor*）、小麥（*Triticum aestivum*）、大麥（*Hordeum vulgare*）、燕麥（*Avena* spp.）、紫花苜蓿（*Medicago sativa*）〕 這些植物在演替的「胎座期（placenta）」階段占很大比例
說明	- 物種按層種植（即根據它們在相對高度上佔據的空間，以及它們的光照需求進行垂直分層） - 物種的種植是根據演替（即時間、它們將在系統中停留的時間長度），例如胎座期（最長 24 個月）、次生期（5~80 年）、安定期（climax）（超過 100 年） - 層佔據率的百分比代表超過 100% 的覆蓋率，以考慮到不同層之間的重疊 - 樹種以一公尺的間隔種植，中間有其他植物（密集種植使農民能夠定期修剪和削減，並選擇最健康和最有生產力的個體，提供最大的光合作用和生物量） - 樹線寬度為 50~80 公分，間距為四公尺 - 每公頃種植的起始樹木數量：2500 棵 - 間線種植一年生和多年生蔬菜、芳香和原生植物和 / 或覆蓋作物、草地	

根據其演替動態（時間），選擇種植的不同分層（空間）

3. 案例研究背景

該地區被歸類為地中海南部的暖溫帶乾燥氣候帶。它具有典型的炎熱乾燥的夏季，年平均降雨量為 250 毫米。該地區朝東，面海，處於裸露的上坡地點，受到強烈沿海風的影響，且農業開發和耕作歷史悠久。趨合農業的最初研究地點是一個既有的杏仁耕種階地（照片 45a），其中預留了 2150 平方公尺，並將其轉換為趨合農業系統（照片 45b）。在開始實施之前，該農場已經休耕了三年。鑒於這種短期休耕的影響不大[2]，需要採取新的做法，以達到更好的土壤有機質含量水準，並對該地區進行全面改善。

全球的地中海地區正受到沙漠化、乾旱和適合作物生產的肥沃土壤的可利用性等巨大威脅（Zdruli, 2011）。地中海生物群系（biome）以其高度的生物多樣性和特有性（endemism）而聞名，超過了熱帶非洲和亞洲植物群的總和（Arroyo and Cavieres, 1991），但這些地區也被認為是一些最瀕危的地區（Underwood et al., 2009），且由於其對土地利用改變和氣候變遷的敏感性，預計將面臨對生物多樣性的最大威脅（Sala et al., 2000）。西班牙南部的安達盧西亞（Andalusia）地區特別容易受到氣候變遷的影響，因為不規則降雨增加（導致乾旱和洪水）、缺乏可用水（由於含水層的過度開發）、森林火災和土壤侵蝕（Massot, 2016）。伴隨著這些全球性的挑戰，人們放棄周邊地區大片階地的傳統農業，現在這邊主要是西班牙最大的塑膠布溫室栽培區。這種形式的農業往往導致環境汙染和自然植被的喪失，同時需要投入大量的水、化肥、除草劑、殺蟲劑和塑膠。在這個地區，如果我們考慮到氣候變遷的影響、慣行農業對自然資源的大量開採，以及影響該生態系統退化的其他因素，那麼研究具有再生潛力的農業措施就變得清晰而必要。全球土壤有機碳固存的熱點包括被侵蝕、退化和枯竭的土壤（Lal, 2018），例如在地中海的這個地區發現的土壤就是其中之一。基於我們從目前的趨合農業研究中觀察到的正面結果，以及下文將概述的眾多效益，趨合農業為更多乾旱地景的碳固存、減少投入和恢復糧食生產提供良好的機會。

4. 擴大規模的可能性

趨合農業已經在熱帶地區的許多農業基地成功實施，且規模較大（Andrade, 2018）。目前的研究是熱帶地區以外少數實施趨合農業的先行區域之一，旨在繼續研究於地中海區域實施和擴大規模的可能性。

影響趨合農業發展規模的兩個主要因素：

1. 知識：為了實施趨合農業，需要對該系統所需的過程、管理和物種選擇有一定的瞭解。目前，關於趨合農業的可用文獻不多。
2. 機械化：開發適合趨合農業的機械是有利的。

趨合農業在協調環境再生與農業生產方面的作用將透過克服這些技術、制度和經濟障礙來發揮其擴大規模的潛力

5. 對土壤有機碳庫存的衝擊

2020 年，在趨合農業地點（屬於傳統的杏仁耕種階地系統）和鄰近的杏仁階地上採集了土壤樣本，後者使用年度耕犁的往常措施以測定「二氧化碳排放基線」（business as usual, BAU）（對應於基準線碳庫存）（照片 46）。樣品採集深度為 0~20公分。二氧化碳排放基準線地點的土壤容積密度為 1.09 克 / 立方公分，趨合農業地點為 1.01 克 / 立方公分。額外的儲量是根據兩個取樣樣區之間的土壤有機碳庫存差異來估算。趨合農業試驗顯示碳庫存明顯增加了 14.08 噸碳 / 公頃（表 93）。

表 93. 與鄰近的二氧化碳排放基線地點相比，趨合農業實施三年後 0~20 公分深度的土壤有機碳庫存變化情況

地點	土壤類型	相鄰樣區的碳庫存（排放基準線）（噸碳 / 公頃）	「活山基金會」的碳庫存（噸碳 / 公頃）	額外的碳儲量（噸碳 / 公頃 / 年）	持續時間（年）	參考文獻
西班牙格拉納達，瓜爾喬斯「活山基金會」	鈣積土	31.17	45.25	4.69	3	La Loma Viva (2020)

10 個樣本取自二氧化碳排放基準線地點（耕種的杏仁階地，鄰近的土地），10 個樣本取自趨合農業地點（轉換自部分的杏仁階地，「活山基金會」農場）。

實施趨合農業後，觀察到二氧化碳排放基線和樣本地點之間的碳固存差異。趨合農業透過以下方式促進碳固存：高密度種植（有利於多根系和微生物的增加）、定期管理和修剪（以刺激植物的營養生長，並減少衰老），以及增加有機物（實施的三年裡，在趨合農業地點施用 30~40 公分的生物質敷蓋）。預計趨合農業將在接下來的幾年裡進一步固存碳，因為根據目前的科學瞭解，它促進了許多可以增加土壤有機碳的方法，即（1）多層、多物種植物的密集堆放配置，（2）促進植物物種的自然演替，目的是納入具有潛在壽命的平穩期物種（如橄欖和橡樹），因此擁有數百年或更長時間的碳固存能力，（3）樹木、植物和敷蓋提供對抗侵蝕的保護，以及（4）模擬自然的森林發展策略，利用此系統所有有益的協同效應（synergism），實現地上和根部的土壤碳產量。

6. 該措施的其他效益

6.1. 改善土壤性質

物理性質

與往常措施下所測得的「二氧化碳排放基線」（business as usual, BAU）相比，實施趨合農業後土壤有機碳增加：從 2.46% 增加到 3.86%（La Loma Vita, 2020）。實施趨合農業三年後，可以觀察到土壤顏色的變化（照片 47）。在趨合農業研究地點觀察到水份滲透的改善和逕流的減少，這可能是因為土壤團粒的形成，其形成是由於多品種植物共同體的有益影響和透過其根部長期供應的分泌物，以及微生物和土壤動物分解有機物。與慣行耕犁下的地點相比，土壤容積密度的變化證明了土壤壓實度的降低（表 94）。

化學性質

此系統沒有使用化肥、殺蟲劑或除草劑。趨合農業地點的 pH 值似乎略有上升（2020 年趨合農業地點的 pH 值為 8，而 2020 年二氧化碳排放基線地點的 pH 值為 7.72），可能源於樹木的枯枝落葉中額外增加的鹼基。實驗室資料顯示，與二氧化碳排放基準線樣本相比，鎂和鉀以及有效磷和氮都有所增加（表 94）。在每棵樹第一年的種植和種植一年生蔬菜時，使用了少量的動物糞肥（250 克）。雖然這種少量糞肥的投入，和其他潛在因素（即趨合農業地區的侵蝕較少）可能能夠解釋磷增加的原因，但有機物在磷的有效性方面扮演著最重要的角色之一，以及土壤微生物隨後將磷加工成植物可用形式的作用。有效磷會隨著有機物的增加而增加（Prasad and Chakraborty, 2019）。

生物性質

大量的混合物種、木本和草本生物質促進了有益真菌，和各種土壤大型生物和微生物的明顯生長，及其在土壤中的效益。植物的密度和地面上厚實的敷蓋層創造了協同反饋迴圈，即植物餵養微生物，而微生物反過來為植物和樹木提供養分。趨合農業可以透過提供有機物來促進養分循環，從而協助復育土壤肥力低的地區（Ingham, 2000; Peneireiro, 1999）。

表 94. 二氧化碳排放基線和趨合農業地點之間的物理和化學性質比較（La Loma, 2020）

	2020 年的二氧化碳排放基線地點	2020 年的趨合農業地點
土壤容積密度（克 / 立方公分）	1.09	1.01
有效磷（毫克 / 公斤）	12.6	91.7
有效氮（毫克 / 公斤）	2.25	3.11
鎂（meq / 100 克）	1.31	3.29
鉀（meq / 100 克）	0.43	0.95

6.2. 最小化對土壤功能的威脅

表 95. 土壤威脅

土壤威脅	
土壤侵蝕	土壤被敷蓋物和密集、多樣化的活植物材料所覆蓋，且植物有多層的根系深度。這減少了過去觀察到的水和風的侵蝕。免耕也減少了侵蝕。
養分的失衡和循環	採用趨合農業三年後的實驗結果顯示，有效磷明顯增加，同時氮、鎂和鉀也增加了。土壤有機質的增加（以及微生物的影響）有利於養分循環，並增加養分儲存所需的腐植物質（humid substance）（由於蒸發量減少）（表 94）。
土壤鹽化和鹼化	由於多種植物根系減少了鹽化，使得趨合農業改善了排水性。與慣行農業相比，需要較少的灌溉（在乾燥氣候下過度使用灌溉，高蒸發率是地中海地區鹽化的主要原因）。
土壤沾染 / 汙染	趨合農業不會造成任何汙染。
土壤酸化	不使用化學肥料，尤其是氮肥（氮肥是造成土壤酸化的原因）。植物生物質的循環減少並阻斷了土壤酸化，土壤 pH 值的略微上升即說明了這一點。

土壤威脅	
土壤生物多樣性損失	土壤生物多樣性明顯增加，原因是：增加生物量 / 敷蓋（創造棲息地）、多樣化的植物覆蓋、限制土壤侵蝕且不使用化學農業產品。來自樹木的木本生物質會增加真菌真菌，促進了土壤的健康生活。
土壤壓實	不使用重型機械或耕犁，及植物和敷蓋物永久覆蓋土壤，可減少壓實，並證實土壤容積密度的減少（表 94）。指定的路徑限制了人類造成的壓實。
土壤水分管理	趨合農業顯示出對土壤水文性質的正面影響：多重根系統增加保水力，減少逕流、侵蝕和蒸發（Miccolis et al., 2016）。

6.3. 產量增加（如食物、燃料、飼料、木材）

在目前的研究中，以前被指定只種植杏仁的地區，現在是一個多樣化的混養（polyculture）系統，現正生產食物、燃料（木柴）、木材、飼料（尤其是蜜蜂的飼料）和許多其他有用的產品。研究區域中存在的杏仁樹的產量似乎比實施趨合農業前更高，而且與同一階地上沒有採用趨合農業的其他樹木相比，產量也更高。一般來說，這類階地的杏仁產量會急劇下降，主要原因是土壤嚴重退化（Ruecker et al., 1998）。

正如 Toensmeier（2016）所強調，由於混農林業和趨合農業系統的複雜性，其對產量的影響可能難以衡量。據估計，在未來幾年裡，已建立的樹木系統產量在趨合農業地點的總產量將大幅增加。在樹線之間可以種植一年生和多年生的蔬菜，以便在建立樹木時可以同時獲得收入。

減少投入及其相關成本，也是生產的有利因素。當地慣行的農民在塑膠、化學肥料和生物或化學害蟲控制方面的支出很高，而趨合農業不需要這些支出。樹線提供的額外遮蔭和被生物質覆蓋的土壤，可以透過減少蒸發來緩解灌溉需求。在目前的研究中，樹線僅在最初 1~2 年進行灌溉，以利樹苗生長。

6.4. 緩解和適應氣候變遷

趨合農業為多樣化生產提供了機會，有利於減少單一作物歉收的風險，並在波動氣候變遷中培養培養有彈性的農業系統。我們已經在上文說明，施行趨合農業能夠固存大量額外的碳。透過密集堆疊、分層的植物和樹木來增加光合作用，在減少大氣中的二氧化碳方面發揮著重要作用。趨合農業也創造了微氣候（由於樹木的遮蔽和防風），以減少負面的天氣影響。然而，趨合農業在緩解氣候變遷方面最重要的因素可能是透過減

少投入–即限制重型機械的化石燃料消耗，以及不使用化學肥料和減少灌溉。有了這些優點，農業從原本的造成氣候問題，轉變為解決氣候問題的功臣（Toensmeier, 2016）。這些系統的美妙之處在於，它們能夠以整合和協同的方式減少威脅和協助緩解氣候變遷（Duguma, Minang and van Noordwijk, 2014），如同自然生態系統。

6.5. 社會經濟效益

「活山基金會」趨合農業的多樣化產量提供了廣泛的有用和商業產品，包括許多供個人消費的主食作物，從而促進了當地糧食安全。

廢棄的杏仁園在該地區很常見，因為農民不再能以杏仁生產來謀生。目前的經驗，加上適當的獎勵措施的推動，可以在恢復肥力的同時提供這些果園的替代用途，為該領域提供潛在的經濟和環境解決方案。

趨合農業的一個重要優點，特別是與我們的項目相關（在炎熱、乾燥的氣候），趨合農業大大改善了農民的工作條件和福祉，工人們較少暴露在陽光和高溫等有害影響下。在目前的研究中，經過三年的趨合農業，由於樹木提供了緩解作用，該地區遮蔭量顯著增加，並改善了當地的空氣溫度（Montagnini, 2004）。在趨合農業地點中的幾個位置測量了環境溫度（ambient temperature），與二氧化碳排放基線地點的全日照相比，顯示平均低 5~10℃。高溫和陽光對農場工人的嚴重威脅是全球關注的主要課題（Staal Wästerlund, 2018）。此外，趨合農業也減少了農場工人暴露於其他農業危險之中，如有毒農藥。

6.6. 該措施的其他益處

趨合農業對增加生物多樣性有巨大的影響，因為趨合農業能夠模仿複雜的自然系統。在目前的研究中，我們已經觀察到鳥類和其他授粉者（pollinator）、益蟲的增加，以及其他野生動物進入系統。來自國際研究的證據已顯示，與鄰近的森林（Bhagwat, 2008）或慣行農業（Toensmeier, 2016）相比，使用趨合農業的混農林系統，物種豐富度顯著增加。

趨合農業獨特之處在於於它會創造美景而具有賞析價值（照片 48）。我們的經驗是，趨合農業提供了一個休閒空間、靈感以及觀察和連結自然的機會，從而提高了生活品質和福祉。我們的當地工人也表示，看到許多生態系統的優點不斷發展，他們也對自己的工作心生自豪感和樂趣（作者個人交流）。

7. 該措施的潛在缺點

7.1. 與其他措施的衝突

儘管趨合農業可以並且正在對其實施進行調整以與其他措施相結合，但從本質上而言，它代表了農業的典型轉變。心態和習慣的改變是必要的。採用再生農業也需要系統性的轉變，使農民在提供產品和生態系統服務時都能得到公平的報酬。

7.2. 產量減少（如食物、燃料、飼料、木材、纖維）

在多年生植物建立期間，從慣行的單一作物連作（monoculture）轉向趨合農業 初期可能會降低產量 (Miccolis et al., 2016）。減少投入（如灌溉、化肥等）和增加生態系統效益（土壤肥力、減緩氣候等）的長期正面影響，可以彌補任何初期的減產。雖然多樣化的作物生產更具彈性，並提供許多必要的產品，但在目前的全球糧食系統和市場中（特別是對小農戶而言），其在經濟上很難行得通。

7.3. 其他衝突

儘管投入和成本會隨著時間的推移呈指數下降，但實施趨合農業的起始成本可能代價高昂。農民（經常有經濟壓力）通常沒有經濟上的動機來採用趨合農業等環境再生措施。

8. 實行該措施前的建議

知識是成功實施趨合農業的首要方法。農民應該熟悉分層和演替等概念，以及針對其特定氣候條件進行適當的物種選擇。趨合農業是一個相當前衛的方法，在這一點上需要一些實驗，並從自己的系統中學習。

9. 採用該措施的潛在障礙

表 96. 採用該措施的潛在障礙

障礙	有 / 無	
生物物理	無	根據設計的具體調整，趨合農業可以應用於大多數條件的環境中（各種氣候、土壤類型、地形條件等）。
文化	有	它涉及到典範轉移（paradigm shift）和心態的改變。此外，還要不斷學習（Suvedi, Jeong and Coombs, 2010）。
社會	有	轉為趨合農業（特別是多樣化的作物），可能會使某些農業機械、加工設備的使用和進入市場變得複雜。
經濟	有	實施成本、短期經濟需求和經濟政策是採用如趨合農業等永續措施的常見障礙。
機構	有	管理經濟和教育資源的機構並沒有適當地獎勵轉向環境再生措施。
知識	有	目前，關於趨合農業的科學和教育資源屈指可數。對於具體的耕作或氣候狀況，可能沒有相關的知識。
其他	有	擴大規模可能很困難，因為市場上沒有專門的機械（Andrade, 2019）。

照片

照片 43. 在現有的杏仁階地上 2150 平方公尺的區域實施趨合農業（照片右側的綠色區域）

第三年，西班牙格拉納達的瓜爾喬斯，2020 年 6 月 28 日

照片 44. 不同分層和演替階段的植物和樹木的種類，2020 年 6 月 28

日第三年，西班牙格拉納達的瓜爾喬斯

照片 45.（a）2017 年 2 月（第一年），趨合農業的初始研究地點，現有的階地；（b）2020 年 6 月，同一地區（第三年）

西班牙格拉納達的瓜爾喬斯

照片 46. 二氧化碳排放基線地點和趨合農業地點的位置，二氧化碳排放基準線地點為紫色，趨合農業地點為綠色

照片 47. 2020 年 6 月 28 日，基準線（左側樣本：犁過的階地）和採用趨合農業三年後（右側樣本：趨合農業區域）的土壤顏色差異，西班牙格拉納達的瓜爾喬斯

照片 48. 趨合農業的生物多樣性和美學成果。圖片拍攝於春季，行間也顯示了正在準備生產辣椒，2020 年 5 月 6 日，西班牙格拉納達，瓜爾喬斯

參考文獻

Andrade, D. 2018. The twist of conventional farming. In Agenda Gotsch [online]. [Cited 25 June 2020]. https://agendagotsch.com/en/the-twist-of-conventional-farming/

Andrade, D. 2019. Agricultura, meio ambiente e sociedade: um estudo sobre a adaptabilidade da agricultura sintrópica. PhD thesis, Universidade Federal do Rio de Janeiro.

Arroyo, M.K. & Cavieres, L. 1991 The Mediterranean type-climate flora of central Chile – what do we know and how can we assure it´s protection? Noticiero de Biologia, 5: 48-56

Bhagwat, S., Willis, K., Birks, H. & Whittaker, R. 2008. Agroforestry: a refuge for tropical biodiversity? Trends in Ecology and Evolution, 23(5): 261–267. https://doi.org/10.1016/j.tree.2008.01.005

Duguma, L.A., Minang, P.A. & van Noordwijk, M. 2014. Climate Change Mitigation and Adaptation in the Land Use Sector: From Complementarity to Synergy. Environmental Management, 54: 420–432. https://doi.org/10.1007/s00267-014-0331-x

Ingham, E. 2000. The Soil Food Web. Soil Biology and the Landscape the Food Web: Organisms and Their Interaction. Soil Biology Primer, 22–23.

Lal, R. 2018. Digging deeper: A holistic perspective of factors affecting soil organic carbon sequestration in agroecosystems. Global Change Biology, 24(8): 3285–3301. https://doi.org/10.1111/gcb.14054

La Loma Viva. 2020. Laboratory results from soil tests 2020 [online]. [Cited 15 October 2020]. http://www.lalomaviva.com/soil-lab-results

Montagnini, F. (ed). 2004. Integrating Landscapes: Agroforestry for Biodiversity Conservation and Food Sovereignty. In Nair P.K. (Ed.) Advances in Agroforestry. Volume 12. Springer.

Peneireiro, F. 1999. Sistemas Agroflorestais Dirigidos Pela Sucessão Natural : Um Estudo De Caso Sistemas Agroflorestais Dirigidos Pela Sucessão Natural : Um Estudo De Caso. University of São Paulo (PhD thesis).

Prasad, R. & Chakraborty, D. 2019. Understanding Phosphorus Forms and Their Cycling in the Soil. Alabama Cooperative Extension System. (also available at: https://www.aces.edu/wp-content/uploads/2019/04/ANR-2535-Phosphorus-Basics_041719L.pdf).

Ruecker, G., Schad, P., Alcubilla, M.M. & Ferrer, C. 1998. Natural regeneration of degraded soils and site changes on abandoned agricultural terraces in Mediterranean Spain. Land Degradation and Development, 9(2): 179-188. https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-145X(199803/04)9:2<179::AID-LDR276>3.0.CO;2-R

Sala, O.E., Stuart Chapin III, F., Armesto, J.J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., Huber-Sanwald, E., Huenneke, L.F., Jackson, R.B., Kinzig, A., Leemans, R., Lodge, D.M., Mooney, H.A., Oesterheld, M., Poff, N.L., Sykes, M.T., Walker, B.H., Walker, M. & Wall, D.H. 2000. Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100. Science, 287(5459): 1770–1774. https://doi.org/10.1126/science.287.5459.1770

Staal Wästerlund, D. 2018. Managing heat in agricultural work: increasing worker safety and productivity by controlling heat exposure. Forestry Working Paper No. 1. Rome, FAO. http://www.fao.org/3/i9179en/I9179EN.pdf

Suvedi, M., Jeong, E. & Coombs, J. 2010. Education needs of Michigan farmers. Journal of Extension, 48(3). (also available at: http://www.joe.org/joe/2010june/rb7.php)

Toensmeier, E. 2016. The Carbon Farming Solution. A Global Toolkit for Regenerative Agriculture Practices for Climate Change Mitigation and Food Security. Vermont. Chelsea Green.

Underwood, E.C., Viers, J.H., Klausmeyer, K.R., Cox, R.L. & Shaw, M.R. 2009. Threats and biodiversity in the Mediterranean biome. Diversity and Distributions, 15(2): 188-197. https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2008.00518.x

Zdruli, P. 2011. Desertification in the Mediterranean Region. Barcelona. Institut Europeu de la Mediterrània. (also available at: https://www.iemed.org/observatori/arees-danalisi/arxius-adjunts/anuari/med.2011/Zdrulli_en.pdf)

24. 土耳其中部卡拉珀納爾醃製用甜瓜的生產情況

Erhan Akca[1], Günay Erpul[2], Mehmet Ali Çullu[3], Emrah Hakkı Erdoğan[4]

[1] Adıyaman University, School of Technical Sciences, Adıyaman, Turkey
土耳其阿德亞曼大學技術科學學院

[2] Ankara University, Department of Soil and Plant Nutrition, Ankara, Turkey
土耳其安卡拉大學土壤與植物營養系

[3] Harran University, Department of Soil Science and Plant Nutrition, Şanlıurfa, Turkey
土耳其哈蘭大學土壤科學和植物營養系

[4] Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy
聯合國糧食及農業組織（FAO）

1. 相關措施和熱點

糞肥施用、混合耕作；旱地

2. 案例研究說明

卡拉皮納爾位於土耳其中部，年降水量不足 260 毫米。由於過度放牧和過度耕犁造成的沙塵暴，該城鎮在 1960 年代初幾乎要被迫搬遷。在農業和農村事務部（Ministry of Agriculture and Rural Affairs）於 1962 年啟動且仍在進行的保護工程之後，沙丘得到了穩定，當地人重新開始了雨養農業（Groneman, 1968; Büyük et al., 2020）。而且，自 1990 年代後期開始利用地下水井取水，灌溉農業在該地區廣泛普及，使當地農民的收入增加到三倍（Büyük et al., 2016）。而過度灌溉使地下水在近 30 年內從 20 公尺下降到 250 公尺，這很可能引發該地區形成超過 50 個深達數公尺至 40 公尺的滲穴（sinkhole）（Özdemir, 2015）。然而，適應雨養條件的當地農業知識對收入和環境保護都很有前途。其中之一是在沙原（sand plain）上生產甜瓜（*Cucumis melo*）。農民製備砂土（sandy soil）時使用動物糞肥，在每個直徑為 20 x 20 平方公分、五公分深的坑中埋下四顆甜瓜種子。行距一公尺，坑距為一公尺。發芽後，每個坑留下兩株。田地分別分配給兩個階段的甜瓜生產。一種是醃漬用甜瓜，在成熟前的平均尺寸為 3~5 公分時收成，另一種是在 7 月~8 月 底收成完全成熟的甜瓜。在一公頃的土地可收成 30 噸醃漬用甜瓜。勞動力由家庭成員和當地人（主要是婦女）提供，這為村莊婦女提供了額外的收入。此管理是在沒有灌溉的情況下以低能耗投入來進行。在季節結束時，農民會讓他們的羊或野生羊群直接以田裡的殘株為食，作為收成後的放牧。收穫後放牧也為農民收入多樣化創造了機會。

3. 案例研究背景

採樣地點位於北緯 37°41'10.41"，東經 33°42'8.60"，海拔為 1044 公尺，面積約為 160 平方公里。該地具有夏旱冬濕土壤溼度（soil moisture）和適中的土壤溫度狀況，根據國際自然科學聯盟 工作組世界土壤參比分類系統（IUSS Working Group WRB, 2015），該地被歸類為變育灰燼砂質土（Brunic Arenols Tephric），而根據美國新土壤分類系統（Soil Survey Staff, 2014），該地被歸類為典型夏旱砂質新成土（Typic Xeropsamments）。卡拉皮納爾的平均降水量為 283.9 毫米 / 年，遠低於全國平均 643 毫米 / 年（Büyük et al., 2020），年平均溫度為 11℃。生產灌溉小麥、玉米、甜瓜、西瓜、番茄和大麥，主要為自然草原環境。

4. 擴大規模的可能性

該個案研究雖然是針對特定地點（20 x 20 平方公里），但在土耳其中部科尼亞（Konya）封閉盆地，超過 5100 平方公里的地區有可能擴大規模，該地主要為砂質土壤。在該盆地乾旱的威脅下，由於其無需灌溉的低能源成本，預計在不久的將來會擴展雨養農業。

5. 對土壤有機碳庫存的衝擊

早期研究由 1968 年 Groneman 在此地點進行，研究顯示農地的有機質含量非常低。然而，任何有機質的數據。Akça（2001）測量了裸露沙丘中的有機碳，並確定為 0.058% 的有機碳。此數值被視為基準線。目前該地點的有機碳含量為 1.2%，相當於 19.7 噸碳 / 公頃。因此，該地區的年儲量潛力估計為 0.33 噸碳 / 公頃 / 年，而受保護的草原是 0.41 噸碳 / 公頃 / 年（Büyük et al., 2020，表 97）。

表 97. 1968 年以來研究地點的土壤有機碳庫存變化情況

氣候帶	土壤類型	基準線碳庫存（噸碳 / 公頃）	額外的碳儲量（噸碳 / 公頃 / 年）	持續時間（年）	深度（公分）	更多資訊	參考文獻
暖溫帶乾燥	變育灰燼砂質土	9.57	0.33	60	0~15	五月份降水量低於 300 毫米的乾旱天氣威脅著雨養生產	Groneman (1968), Akça (2001), Büyüket al. (2011), Büyüket al. (2020)

6. 該措施的其他效益

6.1. 改善土壤性質

在研究地區，小型反芻動物養殖是一種傳統的生計，近期政府對大型反芻動物的補貼導致大量動物糞肥生產。醃漬用甜瓜生產者只使用動物糞肥進行生產。機械耕犁非常少，因為大部分的播種、鋤地和採收都是由家庭成員或當地工人進行。因此，加入有機物也提供了植物營養，並可能支持土壤生物活性的增加。這可能會導致土壤結構的改善並增加植物有效水，因為動物糞肥提供的團粒作用會導致更高的保水力。一公頃中約 34 噸的有機物〔用該地點 1.2% 的有機碳乘以 1.72 換算–《土壤調查實驗室方法手冊》（Soil Survey Laboratory Methods Manual），1992〕可以儲存 680 噸的水，因為有機質可以容納其重量 20 倍的水（Reicosky, 2005）。

6.2. 該措施的其他效益

表 98. 土壤威脅

土壤威脅	
土壤侵蝕	由於挖坑種植導致的粗糙表面，加上植物表面覆蓋物可以防止砂質土壤受到風蝕；在該地區，秋季和早春的風具有很強的侵蝕性；在此時期，土壤表面應該粗糙化，並由植物殘茬覆蓋或敷蓋。在一年中最乾燥的時候進行土壤覆蓋，可以防止風蝕，而有機物可以創造出更好土壤團粒形成以防止淤積。
養分的失衡和循環	指定糞肥施用於坑洞，增加養分平衡和循環。
土壤鹽化和鹼化	砂土質地過度排水可以防止鹽分的積累。
土壤沾染 / 汙染	醃漬用甜瓜生產者使用不含重金屬或農業化學品的成熟動物糞肥。因此，在此地點，沒有土壤汙染或汙染的問題。
土壤酸化	由於土壤富含鹼基，所以沒有酸化的問題。
土壤生物多樣性損失	動物糞肥為土壤中的微生物提供食物，不使用有毒化學品為土壤生物提供更好的生活條件。此外，最少耕犁不會干擾田地裡的生物。因此，生產醃漬用甜瓜提高了土壤的生物多樣性（照片50）。

土壤威脅	
土壤密封	增加來自土壤的收入可以防止建造建築物。
土壤壓實	醃漬用甜瓜生產主要是勞力密集型管理。只有在將有機的收穫廢棄物混合到土壤中時使用一次機械，之後所有的管理都由家庭成員或當地工人完成，而這些行為都能防止土壤壓實。
土壤水分管理	根據 Reicosky（2005），壟作（ridge till）、播種坑和糞肥可將土壤保水力提高 20 倍。

6.3. 產量增加（如食物、燃料、飼料、木材）

當砂質土壤被用來耕種時，可防止過度放牧，並生產 30 噸醃漬用甜瓜，售價約 333 歐元 / 噸。此外，收割後剩餘的殘體為 5 噸 / 公頃，用於餵養農民或當地人的綿羊。收穫後的放牧具有附加價值，因為這些地區與小型反芻動物的草原相鄰。

6.4. 緩解和適應氣候變遷

由於機械和農用化學品使用量低，以及有機碳和土壤保水力的增加，醃漬用甜瓜生產為全世界暖溫帶乾燥地區提供了緩解和適應氣候變化的模式。

6.5. 社會經濟效益

利用過度放牧的土壤生產醃漬用甜瓜。與小麥相比，多次收割醃漬用甜瓜為生產者增加了五倍的收入。在研究地區，一噸小麥的價格是 200 歐元，而一噸醃漬用甜瓜的價格將近 1000 歐元。此外，醃漬用甜瓜的生產是勞動密集型，因此，當地的農業工人（尤其是婦女）有機會受雇，從而創造收入。

7. 該措施的潛在缺點

7.1. 權衡對土壤功能的其他威脅

實際上，在砂質土壤中，使用糞肥和粗糙化（保育性土壤耕犁以防止風蝕）沒有任何權衡之處。此外，將收穫的廢棄物留在土壤上也算是一種敷蓋。

表 99. 土壤威脅

土壤威脅	
土壤鹽化和鹼化	需要監測土壤鹽度。雖然堆肥和糞肥是改良砂質土壤的最佳方式，但它們含有大量的鹽分，如果鹽分積累過高，就會在土壤中積累，損害生長的植物。
土壤壓實	在一定的車輛交通深度下，砂質土壤可能會有土壤壓實的問題。

7.2. 溫室氣體排放量增加

根據 FAO EX-ANTE 工具（EX_ACT）的估計（Bernoux et al., 2010），研究地點一年生作物土壤中的溫室氣體淨平衡為 18 噸二氧化碳當量 / 公頃 / 年。

7.3. 與其他措施的衝突

將自然草原轉為種植用草原，減少了當地放牧人的放牧面積。這可能會引起衝突；然而，甜瓜農將收穫的殘體賣給放牧人是他們更喜歡的方式，因為如此一來，放牧人就不需要長途跋涉去放牧了。

7.4. 產量減少（如食物、燃料、飼料、木材、纖維）

此處並不存在負面的影響，因為種植區被過度放牧，種植醃漬用甜瓜對生產反而有正面影響。

8. 實行該措施前的建議

需要說明醃漬用甜瓜的栽培、播種、鋤地和收穫時間。

9. 採用該措施的潛在障礙

表 100. 採用該措施的潛在障礙

障礙	有 / 無	
文化	無	因為醃菜是土耳其人最喜歡的食物之一，特別是在涼爽的季節，其食用量相當高。
社會	無	由於耕作是勞動密集型產業，家庭成員在田間工作，當地農業工人不需要到其他地方工作，只需在離家近的田地裡工作。
經濟	無	與小麥相比，醃漬用甜瓜的收入高出五倍。
法律（土地權利）	有	最少耕犁、輕型機械、施用動物糞肥是良好的措施。
知識	有	醃漬用甜瓜的生產需要被介紹並融合當地的知識
自然資源	有	如果該地區的井水品質不好，雨養也沒有問題。

照片

照片 49. 土耳其中部卡拉皮納爾的醃漬用甜瓜田

照片 50. 帶有草原土撥鼠（prairie dog）洞的醃漬用甜瓜田

參考文獻

Akça, E. 2001. 2001. Determination of the soil development in Karapinar erosion control station following rehabilitation. University of Çukurova. (PhD dissertation).

Bernoux, M., Branca, G., Carro, A., Lipper, L., Smith, G. & Bockel, L. 2010. Proposal for Ex-Ante greenhouse gas balance of agriculture and forestry development programs: EX-ACT (Ex-Ante Carbon-Balance Tool). Scientia Agricola, 6.

Büyük, G., Akça, E., Serdem, M., İsfendiyaroglu, S., Nagano, T., Kume, T. & Kapur, S. 2011. Effect of 50-year reclamation on soil quality in a sand dune area of central Anatolia. Journal of Environmental Protection and Ecology, 12(2): 743-751.

Büyük, G., Akça, E., Takashi, K. & Nagano, T. 2016. Investigation of Nitrate Pollution in Groundwater Used for Irrigation in Konya Karapinar Region, Central Anatolia. KSU Journal of Agriculture and Nature, 19(2): 168-173. https://doi.org/10.18016/ksujns.64593

Büyük, G., Akça, E., Kume, T. & Nagano, T. 2020. Biomass Effect on Soil Organic Carbon in Semi-Arid Continental Conditions in Central Turkey. Polish Journal of Environmental Studies, 29(5): 3525-3533. https://doi.org/10.15244/pjoes/112619

FAO. 2020. EX-Ante Carbon balance Tool (EX-ACT). (also available at: http://www.fao.org/tc/exact/ex-act-home/en/).

Groneman, A.F. 1968. The soils of the wind erosion control camp area Karapinar, Turkey (No. 472). Wageningen Agricultural University. Wageningen.

Özdemir, A. 2015. Investigation of sinkholes spatial distribution using the weights of evidence method and GIS in the vicinity of Karapinar (Konya, Turkey). Geomorphology, (245): 40-50. https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2015.04.034

Reicosky, D.C. 2005. Alternatives to mitigate the greenhouse effect: Emission control by carbon sequestration. In Proceedings of Plantio Direto E Meio Ambiente: Sequestro de Carbono E Qualidade da Agua. p. 20-28. Foz do Iguacu, Brazil.

Soil Survey Laboratory Methods Manual. 1992. Soil Survey Investigations Report No. 42. U.S. Department of Agriculture, Washington, DC.

25. 土耳其東南部哈蘭平原上灌溉的小麥–玉米–棉花輪作

Mehmet Ali Çullu[1], Günay Erpul[2], Erhan Akça[3], Hakki Emrah Erdogan[4]

[1] Harran University, Şanlıurfa, Turkey
土耳其哈蘭大學

[2] Ankara University, Ankara, Turkey
土耳其安卡拉大學

[3] Adıyaman University, Adiyaman, Turkey
土耳其阿德亞曼大學

[4] Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy
聯合國糧食及農業組織（FAO）

1. 相關措施和熱點

輪作、適當灌溉；旱地

2. 案例研究說明

哈蘭平原位於美索不達米亞（Mesopotamia）上方，經常受到夏季高達 40℃ 的高溫影響。該地區的土壤水分和溫度狀況分別為夏旱冬濕和中溫，但在南部靠近敘利亞邊界的地方則接近乾旱（Soil Survey Staff, 1999）。由於每年種植 2.5 種作物〔即小麥（Triticum aestivum）、玉米（Zea mays）和棉花（Gossypium spp.）〕的輪作，對平原優質土壤的灌溉（1995 年開始灌溉 15 萬公頃），使當地收入增加為三倍，並且發生在 1980 年代中期啟動的東南安納托利亞發展項目（Southeastern Anatolia Development Project）的架構內進行（Kankal et al., 2016）。土耳其近 1/4 的棉花是生產自哈蘭平原。在廣泛分佈的沖積新成土（Fluvents）、膨轉土（Vertisols）、變育土和鈣積土（Calcisols）中，經過灌溉和施肥，土壤的有機質從平均 1.2% 增加到接近 2%（Kapur, Akça and Günal, 2018）。傳統的雨養作物包括小麥、大麥（*Hordeum vulgare*）和扁豆（*Lens culinaris*）。然而，儘管該平原的大部分地區出現增產，但過度灌溉後出現了鹽化，這種情況只出現在少數窪地地區。在整個平原上，可以看到灌溉引起的侵蝕過程（飛濺、片狀和細流），這是由溝灌（furrow）和地面（淹灌）灌溉或噴灌所造成，僅限於部分地區。然而，目前的小麥、玉米和棉花的輪作使哈蘭平原的土壤有機碳增加了將近 1%，但其潛力要高得多，因為在一些天然草原中，15 公分深土壤中的有機物含量被確認高達 4%（42.9 噸 / 公頃）。藉由加入豆科植物，以及改為滴灌（Yazar, Sezen and Gencel, 2002），與大豆（*Glycine max*）或野豌豆（*Vicia sativa*）輪作可以實現此數據，這兩種植物都對土壤有機碳、用水和農民的收入有正面影響，因為土耳其是一個大豆進口國。這

就需要由政府起頭展開一些活動，如為農民提供培訓、補貼豆類種植，以及投資滴灌，這將為哈蘭平原地區節省近 50% 的水。

3. 案例研究背景

哈蘭平原位於土耳其東南部，北緯 37°9'7.42"–東經 39°6'26.91"，北緯 36°41'18.99"–東經 39°8'6.63"，北緯 36°42'35.17"–東經 38°45'22.00"，以及北緯 37°8'51.04"–東經 38°48'48.47"，北部的海拔為 497 公尺，南部為 354 公尺。該地區的土壤水分和溫度狀況分別為夏旱冬濕和中溫。年降水量、蒸發量和平均溫度分別為 365 毫米、1848 公厘和 17.2℃。大田作物是該平原的主要產品，棉花是主要的栽培植物，其次是玉米和小麥。該研究涵蓋 16 萬公頃的面積，目前的灌溉效率被認為是 47%（Sepetçioğlu et al., 2018）。

4. 擴大規模的可能性

在安納托利亞東南部專案（土耳其語縮寫，Güneydoğu Anadolu Projesi, GAP）地區與哈蘭平原（16 萬公頃），有 13 個正在灌溉或即將灌溉的平原（圖 19）。在這些平原上，可以採用兩種作物輪作組合（棉花–小麥；小麥–棉花；小麥–玉米），最理想為四種作物輪作組合（棉花–小麥–玉米–甜瓜），全部覆蓋 47.6 萬公頃。

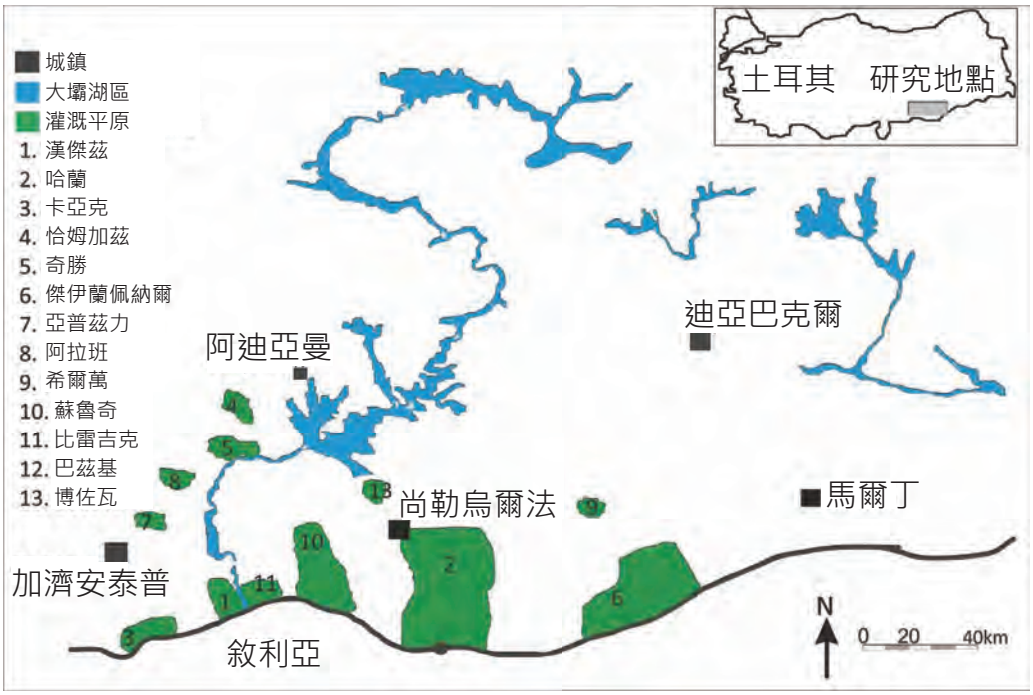


圖 19. 安納托利亞東南部灌溉專案的部分平原

5. 對土壤有機碳庫存的衝擊

為了評估哈蘭平原的碳固存潛力，初始參考值來自 1988 年灌溉前進行的土壤調查，其中有 26 個測量點（Dinç et al., 1988）。最近的數值來自在該平原進行的各種研究，這些研究提供 400 多個點的土壤有機碳資料（Kaplan, 2016; Bilgili, Küçük and Van Es, 2017; ÇEM, 2018，表 99）。

表 101. 研究地點 30 年內 0~10 公分深度的土壤碳庫存變化情況

地點	氣候帶	土壤類型	基準線碳庫存（噸碳 / 公頃）	額外的碳儲量（噸碳 / 公頃 / 年）	持續時間（年）	深度（公分）	參考文獻
北緯 37°9'7.42"–東經 39°6'26.91"，北緯 36°41'18.99"–東經 39°8'6.63"，北緯 36°42'35.17"–東經 38°45'22.00"，北緯 37°8'51.04"–東經 38°48'48.47"	暖溫帶乾燥	沖積新成土、膨轉土、變育土、鈣積土	12.2	0.09	30	10	Dinçet al. (1988); Bilgili et al. (2017); ÇEM (2018)

6. 該措施的其他效益

6.1. 改善土壤性質

在 24 個月中長達 22 個月，生長在冬季土壤中的植被提供了良好的地面覆蓋，植物根系增強了微生物活性和養分循環。根系和增加的有機質改善了土壤團粒形成。因此，更好的土壤容積密度，也增強了水分滲透和通氣性等物理性質。此外，連續耕種也阻止了雜草的生長。

6.2. 最小化對土壤功能的威脅

表 102. 土壤威脅

土壤威脅	
土壤侵蝕	成熟的小麥作物在整個冬季提供良好的地面覆蓋，以防止平原及緩坡受到風蝕；而除非過度灌溉，否則也可防止中度陡坡的雨水和逕流侵蝕過程。
養分的失衡和循環	小麥、玉米和棉花能有效利用殘留的土壤氮，並減少氮被淋洗流失。 小麥、玉米和棉花收成後，是製造糞肥或施用均衡養分的理想時期。 小麥、玉米和棉花的根系和殘茬的長期分解有助於養分循環，同時提高土壤碳含量。
土壤鹽化和鹼化	過度灌溉會造成地下水位上升，鹽化曾經是窪地地區的問題，但這個問題已經透過深層排水網絡得到解決。然而，由於基礎設施的缺陷，2000~3000 公頃的土地上仍存在鹽化問題。
土壤酸化	由於高鹼基飽和度、低降雨量和高碳酸鹽含量，哈蘭平原沒有酸化的問題。
土壤生物多樣性損失	小麥–玉米–棉花–豆科植物的連續種植，可能會因有機質的投入而增加土壤的生物多樣性。
土壤壓實	由於犁底層（plough pan）的產生，農民每隔三年或四年就會對 30 公分的底土進行翻土，尤其是收穫時期，因為此時的土壤黏粒含量高。
土壤水分管理	這種輪作伴隨著滴灌很適合小麥和玉米，因為水分充足，可以將根部和葉部病害的風險降到最低，11 月初，棉花或玉米的殘留水分可以被小麥種子利用。另外，有 22 個水利聯盟協會（Water Union Associations）願意與政府和農民合作，在該平面上規劃灌溉時間表。

6.3. 產量增加（如食物、燃料、飼料、木材）

哈蘭平原提供土耳其 40% 的棉花、10% 的小麥和 5% 的玉米產量。因此，更有效的滴灌將大幅增加該平原的纖維和糧食產量，而不增加水資源使用壓力。

6.4. 緩解和適應氣候變遷

由於收穫後的生物質產量高，當地人使用棉花的殘體來煮飯和取暖，減少化石燃料的使用（照片 51），且此法會阻止因植物殘體與土壤混合而增加的土壤有機碳含量。

6.5. 社會經濟效益

在安納托利亞東南部發展專案開始之前，一公頃田地的收入是 500 美元，在 35 年內，現在已經達到了約 2000 美元，即自 1995 年開始灌溉時計算（GAP, 2019）。

7. 該措施的潛在缺點

7.1. 權衡對土壤功能的其他威脅

表 103. 土壤威脅

土壤威脅	
土壤侵蝕	在採取灌溉作法之前，風蝕非常嚴重；而雖然作物覆蓋可以防止平原地區的風蝕，但溝灌卻也造成了嚴重的威脅。灌溉引起的侵蝕速度很驚人，國家水利工程機構（State Hydralic Works）證實每天有 650 噸泥沙從排水渠運出（Bilgili et al., 2014）。
養分的失衡和循環	由於土壤的高 pH 值，高磷的使用會導致植物無法利用的磷酸鈣（calcium phosphate）形成。
土壤鹽漬化和鹼化	該地區經常出現的過度灌溉，可能導致阿卡克雷（Akçakale）和哈蘭鎮（位於北緯 36°51'54.18"–東經 39°4'52.52"，海拔 366 公尺）周圍窪地的二次鹽化。

土壤威脅	
土壤沾染 / 汙染	過度使用農用化學品可能會導致汙染，尤其是硝酸鹽汙染，有時會量測出高於 50 毫克 / 公升。
土壤生物多樣性損失	除非種植豆科植物，否則若連續種植小麥、玉米和棉花等植物，可能會阻礙土壤的生物多樣性。
土壤密封	如果當地的管理者未注意土壤密封威脅，尚勒烏爾法市中心向哈蘭平原的擴展可能會導致密封問題（照片 51）。
土壤壓實	隨著農民的收入增加，他們購買了更強大的田間設備，這也可能導致土壤壓實。此外，從 4 月~9 月的數次灌溉造成了飽和的土壤剖面很容易被重型機械壓實。
土壤水分管理	1995 年的灌溉系統是重力模式，導致該地區的水管理效率低下，即低於 0.5（Aydoğdu and Bilgiç, 2016）。應儘快啟動壓力系統（即滴灌）以提高灌溉效率，因為與滴灌相比，溝灌的耗水量（照片52）高出將近 60%。此外，用水戶公會也存在一些行政問題，如向農民收取較低的費用。

7.2. 溫室氣體排放量增加

根據 FAO-EX-ANTE 工具的估算（Bernoux et al., 2010），哈蘭平原一年生作物的溫室氣體淨平衡為 1 萬 773 噸二氧化碳當量 / 公頃 / 年。

7.3. 與其他措施的衝突

由於小麥–玉米–棉花的集約化種植模式，豆科植物與草地的種植被農民忽視。與溝灌或淹灌（flooding irrigation）相比，滴灌需要相對較高的投資和勞動力。

7.4. 產量減少（如食物、燃料、飼料、木材、纖維）

過度灌溉可能導致平原部分地區缺水，使農民無法進行第二輪作物生產。此外，目前的作物模式不適合乾旱管理，由於氣候變遷因素，土耳其可能即將發生乾旱（Kitoh, 2019）。

7.5. 其他衝突

由於平原北部農民用水過量，灌溉水無法到達平原南部的部分地區，因此將排放水用於灌溉。這種水需要抽水以及消耗電能，所以農民和電費收取者之間產生了衝突。而排放水中的鹽分（Bilgili et al., 2013）和硝酸鹽含量可能很高。

8. 實行該措施前的建議

豆科植物應納入輪作的作物之一。政府可以為豆類種植提供補貼。

9. 採用該措施的潛在障礙

表 104. 採用該措施的潛在障礙

障礙	有 / 無	
生物物理	無	土壤和氣候以及水資源都有利於輪作。
文化	無	農民擁有悠久的耕作知識。
社會	有	教育不足。
經濟	有	豆科植物因沒有獎勵或獎勵少而不受歡迎。
機構	無	安納托利亞東南部專案管理局有支援培訓和栽培的設施與機會。
法律（土地權利）	無	輪作有利於土壤品質，如果提高豆科植物的種植，政府會補貼田間的滴灌。
知識	無	機構、研究機構和非政府組織擁有輪作和高效灌溉技術的知識。
自然資源	有	過度灌溉和蒸發流失。

照片

照片 51. 棉花收穫後的殘體用作燃料

照片 52. 7 月，第二輪作物玉米的過度灌溉

照片 53. 使用溝灌的棉花種植

參考文獻

Aydoğdu, M.H. & Bilgic, A. 2016. An evaluation of farmers' willingness to pay for efficient irrigation for sustainable usage of resources: the GAP-Harran Plain case, Turkey. *Journal of Integrative Environmental Sciences*, 13(2-4): 175-186. https://doi.org/10.1080/1943815X.2016.1241808

Bilgili, A.V., Aydemir, A., Sönmez, O. & Cullu, M.A. 2013. Comparison of three laboratory and one regression kriging method for quantitative and qualitative assessment of soil salinity in the Harran Plain, SE Turkey. *Fresenius Environmental Bulletin*, 22(5): 1339-1350.

Bilgili, A.V., Çullu, M.A. & Akça, E. 2014. Post irrigation changes in the Harran Plain. *In* Çullu, M.A., Aydoğdu, M., Bilgili, A.V., Akça, E., Nagano, T., Hamasaki, H., Kubota, J. eds. *Water Management Stakeholders Workshop*. 3-4 March 2014, Şanlıurfa, Turkey.

Bilgili, A.V., Küçük, Ç. & Van Es, H.M. 2017. Assessment of the quality of the Harran Plain soils under long-term cultivation. *Environmental Monitoring and Assessment*, 189(9): 460. https://doi.org/10.1007/s10661-017-6177-y

Bernoux, M., Branca, G., Carro, A., Lipper, L., Smith, G. & Bockel, L. 2010. Ex-ante greenhouse gas balance of agriculture and forestry development programs. *Scientia Agricola*, 67(1). https://doi.org/10.1590/S0103-90162010000100005

ÇEM. 2018. *Soil Organic Carbon Project, Technical Summary*. General Directorate of Combating Desertification and Erosion (Turkish acronym ÇEM), Ankara Turkey.

Dinç, U., Şenol, S., Sayın, M., Kapur, S., Güzel, N., Derici, R., Yeşilsoy M. Ş., Yeğengil, İ., et l.. 1988. *Southeastern Anatolian Soils: I. Harran Plain.* TÜBİTAK Project Report, Report 534. Adana, Turkey.

GAP. 2019. *The Recent State in GAP: 2019 Data*. GAP Administration. Şanlıurfa, Turkey

Kankal, M., Nacar, S. & Uzlu, E. 2016. Status of hydropower and water resources in the Southeastern Anatolia Project (GAP) of Turkey. *Energy Reports*, 2: 123-128. https://doi.org/10.1016/j.egyr.2016.05.003

Kapur, S., Akça, E. & Günal, H. (eds) 2018. *Soils of Turkey*. Springer, Cham.

Kaplan, Y. 2015. *Mapping distribution of soil quality parameters and index using geostatistical methods in the Harran Plain.* MSc. Thesis. Harran University, Şanlıurfa, Turkey.

Kitoh, A. 2019. Climate Change Projection over Turkey with a High-Resolution Atmospheric General Circulation Model. *In* Watanabe, T., Kapur, S., Aydın, M., Kanber, R., Akça, E. eds. *Climate Change Impacts on Basin Agro-ecosystems.* pp. 19-32. Springer, Cham.

Sepetçioğlu, M.Y., Yenigün, K., Karakuş, S. & Aslan, V. 2018. Comparison of Irrigation Networks in the Light of Şanlıurfa Irrigation. *Turkish Journal of Hydraulic,* 2(1): 19-30.

Yazar, A., Sezen, S. M. & Gencel, B. 2002. Drip irrigation of corn in the Southeast Anatolia Project (GAP) area in Turkey. *Irrigation and Drainage*, 51(4): 293-300. https://doi.org/10.1002/ird.63

26. 烏克蘭黑土有機礦物質肥料施用

Yevhen Skrylnyk, Viktoriia Hetmanenko, Angela Kutova

National Scientific Center Institute for Soil Science and Agrochemistry Research named after O. N. Sokolovsky, Kharkiv, Ukraine
烏克蘭國家科學研究中心土壤科學與農業化學研究所（以O. N. Sokolovsky命名）

1. 相關措施和熱點

土壤肥力整合管理、礦物肥料、糞肥添加；黑土

2. 案例研究說明

該田間試驗（2012~2016 年）是在烏克蘭森林草原區的黑土上進行。無定形和顆粒狀的有機礦物質肥料（organo-mineral fertilizers, OMFs）（照片 54）在撒播和帶狀施用中進行了測試。有機礦物質肥料的生產技術是基於對糞肥進行規範的好氧堆肥並添加礦物成分（氮、磷、鉀）。三次重複的試驗是按照隨機完全區集設計來進行，樣區面積為 10 平方公尺。在輪作期間，每個實驗處理（糞肥、有機礦物質肥料、氮磷鉀）的總氮肥量為 227 公斤氮 / 公頃。所有的處理都採用板犁（mouldboard plough）。土壤樣品取自 0~20 公分的深度。土壤有機碳含量是以基於重鉻酸鹽（dichromate）氧化的杜林（Turin）〔濕式燃燒（wet combustion）〕法來檢測。

3. 案例研究背景

該研究在國營企業「格拉夫斯基實驗農場（Experimental Farm Grakivske）」中進行，這是國家科學中心「以 O.N. 索科洛夫斯基命名的土壤科學和農業化學研究機構」的實驗場地，地點位於哈爾科夫州（Kharkiv Oblast）的新科羅蒂奇（v. Novy Korotich）（49°58'12.4"N，36°01'31.7"E）。該地區的特點是溫帶大陸性氣候（森林草原）。平均溫度為 +6.8~7.0℃，年平均降水量為 465~680 毫米，2016 年的降雨較多（年降水量為 745 毫米）。土壤被歸類為黑鈣土（Chernozem）灰化（podzolic）重壤土（heavy loam），在黃壤（loess loam）母質上形成。這片土地是可耕地，屬於短期農作物，案例研究期間的土壤覆蓋–作物輪作：青貯玉米、冬小麥和大麥。

4. 擴大規模的可能性

此措施可以應用於不同的地理區域和氣候條件。有機礦物質肥料生產可以因應包括有機生產等不同的特定需求。有機礦物質肥料的技術解決方案可供工業公司和小農戶使用。

5. 對土壤有機碳庫存的衝擊

有機礦物質肥料處理中的土壤碳積累率高於糞肥和化肥處理。土壤有機碳的積累受到有機礦物質肥料形式和施用方法的強烈影響（表 105）。在輪作一年半期間，在無定形有機礦物質肥料的帶狀施用中發現了最高的土壤有機碳增量，0~20 公分的土壤層中額外積累 0.62 噸碳 / 公頃。

表 105. 實驗五年後土壤有機碳庫存的變化情況

地點	氣候帶	土壤類型	基準線碳庫存（噸碳 / 公頃）	額外的碳儲量（噸碳 / 公頃 / 年）	持續時間（年）	參考文獻
烏克蘭	涼溫帶濕潤（Cool Temperate Moist）	灰化黑鈣土	66	0.12（有機礦物質肥料的帶狀施用）	5	Skrylnyk and Kutova (2016); Hetmanenko, Skrylnyk and Kutova (2020)
				0.03（有機礦物質肥料的撒播施用）		

6. 該措施的其他效益

6.1. 改善土壤性質

以科學為基礎的施用有機礦物質肥料可以刺激生物活性、改善土壤結構、增加保水力、保持土壤肥力。有機礦物質肥料提供了必要的養分（Jakub et al., 2019; Skrylnyk and Kutova, 2016），增強土壤物理和化學性質（Mujdeci et al., 2017; Yilmaz and Sönmez, 2017），並重建微生物群落和活性（Alves et al., 2017; FAO, 2017）。有機材料和化肥的整合使用有利於提高土壤中的有效氮、磷和鉀（Skrylnyk and Kutova, 2016）。有機改良劑對大團粒（macro-aggregate）和小團粒（micro-aggregate）的穩定性，以及有機碳含量的正面影響越來越多（Yilmaz and Sönmez, 2017）。

6.2. 最小化對土壤功能的威脅

表 106. 土壤威脅

土壤威脅	
土壤侵蝕	由於形成了水穩定的大團粒，有機質投入後減少逕流和土壤侵蝕（Koelsch, 2017a）。
養分的失衡和循環	有機礦物質肥料對特定作物和土壤具有均衡的成分，從而促進作物養分的均衡吸收（Skrylnyk and Kutova, 2016）。
土壤鹽化和鹼化	所研究的土壤沒有鹽化問題。然而，眾所周知，富含碳元素的改良劑對鹽土的物理和化學性質有正面影響（Lakhdar et al., 2009; Rady, 2012）。
土壤沾染 / 汙染	有機礦物質肥料中的腐植質（humic substance）可以透過形成穩定的金屬螯合物（metal chelate），來降低金屬的溶解度（Ross and Wiley, 1994）。
土壤酸化	有機肥可以緩解土壤酸化（Lin and Lin, 2019）。糞肥生產的有機礦物質肥料的 pH 值為 6.5~7（Skrylnyk and Kutova, 2016）。
土壤生物多樣性損失	有機礦物質肥料增加了支持土壤生物多樣性的土壤有機質水準（Alves et al., 2018）。
土壤壓實	添加有機物是減少田裡大型車輛造成土壤壓實的有效方法（Mujdeci et al., 2017）。
土壤水分管理	增加水滲透進入土壤，可能產生更高的耐旱性（Koelsch, 2017b）。

6.3. 生產方面

有機礦物質肥料可提高作物生產力。研究發現，與不施肥的對照組相比，施用有機礦物質肥料使作物輪作（青貯玉米、冬小麥、大麥）的生產率提高了 31~42%（Skrylnyk and Kutova, 2016）。礦物肥料和各種有機肥料推薦劑量的比較研究顯示，使用有機礦物質肥料的總正面效果，高於單獨使用有機肥和礦物肥料的總和效果（Beisenova et al., 2019）。

6.4. 緩解和適應氣候變遷

有機礦物質肥料具有碳固存和減少溫室氣體排放的潛力（Erhart et al., 2015; Skrylnyk et al., 2018）。使用有機礦物質肥料可以減少乾旱逆境的不利影響（El-Mageed and Semida, 2015）。與僅使用氮磷鉀相比，應用氮磷鉀及有機投入，是長期固存碳的最佳管理措施（Das et al., 2019）。糞肥的應用有可能得以限制溫室氣體排放的機會，因為糞肥原料的儲存–會造成甲烷排放–應避免（Prosser et al., 2008）。

6.5. 社會經濟效益

適當的糞肥管理會帶來健康和環境、經濟和社會效益（Malomo et al., 2018）。透過利用廢物作為資源、延長有價值材料的生命週期，以及增加二次材料（secondary material）的使用，可以達成資源高效、社會包容和低碳經濟（UN Environment Programme, 2013）。此措施促進資源的合理利用和環境友善的糞肥管理。預期的效果包括提供額外的工作場所，獲得穩定的產量和回收種植成本。

7. 該措施的潛在缺點

7.1. 權衡對土壤功能的其他威脅

表 107. 土壤威脅

土壤威脅	
土壤侵蝕	如果在耕作期間使用有機礦物質肥料，可能會加速地表逕流和土壤侵蝕（Al-Kaisi, Hanna and Tidman, 2004）。
土壤鹽漬化和鹼化	有機礦物質肥料應適當處理和測試，以確保其品質並評估鹽含量增加的風險（FAO, 2019; Skrylnyk et al., 2019）。
土壤沾染 / 汙染	有機礦物質肥料應進行測試，以確保汙染物含量在安全標準內（FAO, 2019; Skrylnyk et al., 2019）。
土壤酸化	有機礦物質肥料應進行適當的處理和測試，以確保其品質（FAO, 2019; Skrylnyk et al., 2019）。

土壤威脅	
土壤生物多樣性損失	有機礦物質肥料應進行適當的處理和測試，以確保其品質（FAO, 2019; Skrylnyk et al., 2019）。
土壤壓實	如果在耕作期間使用有機礦物質肥料，耕犁系統可能會造成土壤壓實（Figuáres, Rockstrèom and Tortajada, 2003）。
土壤水分管理	如果在耕作期間使用有機礦物質肥料，耕犁系統可能會造成土壤水分減少（Figuáres et al., 2003）。

7.2. 溫室氣體排放量增加

本研究中沒有進行直接測量。然而，目前政府間氣候變化專門委員會（IPC）的方法假設非熱帶土壤的預設排放因子為 1%，以每單位氧化亞氮態氮（N_2O-N）形式排放（氧化亞氮–氮 / 公斤氮輸入）。因此，應用有機礦物質肥料後的氧化亞氮通量可能達到 316 公斤二氧化碳當量 / 公頃 / 年，而田間施肥後的甲烷排放被認為是可以忽略的（Weerden et al., 2014）。考慮到採用有機礦物質肥料時的碳固存（440 公斤二氧化碳 / 公頃 / 年），估計碳平衡約為 124 公斤二氧化碳 / 公頃 / 年。

8. 實行該措施前的建議

有機礦物質肥料應適當處理和測試，以確保其品質（FAO, 2019; Skrylnyk et al., 2019）。有機礦物質肥料的使用必須是很謹慎，並符合《國際肥料永續使用和管理行為守則》（International Code of Conduct for the Sustainable Use and Management of Fertilizers）（FAO, 2019）。

9. 採用該措施的潛在障礙

表 108. 採用該措施的潛在障礙

障礙	有 / 無	
生物物理	無	有機礦物質肥料可以在任何土壤條件下作為肥料使用（Skrylnyk *et al.*, 2019）。
文化	有	缺乏興趣和動力（Eriksen et al., 2017; Misselbrook, Salazar and Wagner-Riddle, 2019; Viaene et al., 2016）。
社會	有	在社會背景下採用此方法，且農民會與其他農民討論他們的想法（Eriksen et al., 2017; Misselbrook, Salazar and Wagner-Riddle, 2019; Viaene et al., 2016）。
經濟	有	缺乏用於建立、勞動力和材料、設備和實驗室分析的資金（Eriksen et al., 2017; Misselbrook, Salazar and Wagner-Riddle, 2019; Viaene et al., 2016）。
機構	無	大多數國家沒有或很少有關於糞肥管理的具體環境法規，而適當管理糞肥的社會壓力正在增加（Misselbrook, Salazar and Wagner-Riddle, 2019）。
土地權利	無	有機礦物質肥料的應用與土壤所有權無關。
知識	有	包括取得資訊和技術的障礙（Eriksen et al., 2017）。
自然資源	有	糞肥和無機肥料等資源數量有限，是採用此措施的潛在障礙。

照片

照片 54. 顆粒狀的有機礦物質肥料

參考文獻

Al-Kaisi M., Hanna M. & Tidman, M. 2004. Frequent tillage and its impact on soil quality [online]. [cited 27 January 2021] Integrated Crop Management, Iowa State University Extension and Outreach. https://crops.extension.iastate.edu/encyclopedia/frequent-tillage-and-its-impact-soil-quality

Alves, M.V., Santos, J.C.P., Segat, J.C., Sousa, D.G. & Baretta, D. 2018. Influence of chemical fertilizers and pig waste on soil fauna. *Revista Agrarian*, 11(41): 219-229.

Beisenova, G., Eleshev, R., Vassilina, T., Shibikeeva, A. & Vassilina, G. 2019. Effect of different fertilizers on nutrient regime of rice-marsh soil and productivity of rice. *Eurasian Journal of Biosciences*, 13: 1527-1534.

Das, R., Purakayastha, T.J., Das, D., Ahmed, N., Kumar, R., Biswas, S., Walia, S.S., Singh, R., Shukla, V.K., Yadava, M.S., Ravisankar, N. & Datta, S.C. 2019. Long-term fertilization and manuring with different organics alter stability of carbon in colloidal organo-mineral fraction in soils of varying clay mineralogy. *Science of The Total Environment*, 684: 682–693. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.327

Abd El-Mageed, T.A. & Semida, W.M. 2015. Organo mineral fertilizer can mitigate water stress for cucumber production (*Cucumis sativus* L.). *Agricultural Water Management*, 159: 1–10. https://doi.org/10.1016/j.agwat.2015.05.020

Erhart, E., Schmid, H., Hartl, W. & Hülsbergen, K.-J. 2016. Humus, nitrogen and energy balances, and greenhouse gas emissions in a long-term field experiment with compost compared with mineral fertilisation. *Soil Research*, 54(2): 254–263. https://doi.org/10.1071/SR15127

Eriksen, M.H., Damgaard, C.K., Christensen, L.H., Kinnon, D.Mc., Kleveland, K., Ouacha, M., Doverfelt, S., Merta, E. & Arnold, M. 2017. Barriers for utilization of biowaste. Analysis of Institutional barriers for using Biowaste as a resource. Denmark. Rosendahls. (also available at: https://norden.diva-portal.org/smash/get/diva2:1087336/FULLTEXT01.pdf)

FAO. 2017. *Voluntary Guidelines for Sustainable Soil Management*. Rome (also available at: http://www.fao.org/3/a-bl813e.pdf)

FAO. 2019. *The International Code of Conduct for the Sustainable Use and Management of Fertilizers*. Rome (also available at: http://www.fao.org/3/ca5253en/ca5253en.pdf)

Figuáres, C., Rockstrèom, J. & Tortajada, C. eds. 2003 Rethinking water management: innovative approaches to contemporary issues. *London, UK, Earthscan Publication Ltd.*

Hetmanenko, V., Skrylnyk, Ie. & Kutova, A. 2020. Soil organic carbon accumulation under different forms of organo-mineral fertilizers and methods of their application on Ukrainian black soil. *EGU General Assembly Online*. https://doi.org/10.5194/egusphere-egu2020-3282

Jakub, E., Brtnicka, H., Kintl, A., Holatko, J. & Brtnicky, M. 2019. Use of organic-mineral fertilizers as alternative to conventional organic and mineral fertilizers: effect on soil quality. *International Multidisciplinary Scientific Geo Conference: SGEM.* Sofia, 19:5 83-595.

Koelsch, R. 2017a. How Manure Impacts Soil Aggregation [online]. [Accessed 27 January 2021]. The CropWatch newsletter, 6 July 2017. https://cropwatch.unl.edu/2017/how-manure-impacts-soil-aggregation

Koelsch, R. 2017b. Using Manure as an Aid in Reducing Erosion and Runoff [online]. [Accessed 27 January 2021] The CropWatch newsletter, 3 August 2017. https://cropwatch.unl.edu/2017/manure-aid-reducing-erosion-and-runoff

Lakhdar, A., Rabhi, M., Ghnaya, T. & Chedly, A. 2009. Effectiveness of compost use in salt-affected soil. *Journal of hazardous materials*, 171 (1-3):29-37.

Lin, W., Lin, M. & Lin, W. 2019. The effects of chemical and organic fertilizer usage on rhizosphere soil in tea orchards. *PLoS One*. 14(5): 1-16.

Misselbrook, T., Salazar, F.J. & Wagner-Riddle, C. eds. 2019. RAMIRAN 2017: Sustainable Utilization of Manures and Residue Resources in Agriculture. *Frontiers in Sustainable Food Systems.* https://doi.org/10.3389/fsufs.2019.00080

Mujdeci, M., Isildar, A., Uygur, V. & Alaboz, P., Unlu, H. & Senol, H. 2017. Cooperative effects of field traffic and organic matter treatments on some compaction-related soil properties. *Solid Earth*, 8: 189–198. https://doi.org/10.5194/se-8-189-2017

Prosser, H., Bowes, J., Thomas, B. & Stebbings, K. eds. 2008. Climate Change and Agriculture Options for Mitigation of Greenhouse Gas Emissions from Agricultural Activity in Wales. *Technical Services Division Welsh Assembly Government.*

Rady, M.M. 2012. A novel organo-mineral fertilizer can mitigate salinity stress effects for tomato production on reclaimed saline soil. *South African Journal of Botany*, 81: 8-14.

Ross, S.M. & Wiley, J. 1994. Retention, transformation and mobility of toxic metals in soils. *Toxic Metals in Soil–Plant Systems, Chichester*, pp. 63–152.

Skrylnyk, Ie. V. & Kutova, A.M. 2016. Organo-mineral fertilizers: prospects of their production and use in Ukraine. *Agrarniy tijden*, 1: 1-16 *(in Ukrainian)*.

Skrylnyk, Ie., Hetmanenko, V., Kutova, A. & Artemyeva, K. 2018. The use of organic fertilizers in a changing climate. In S.A. Balyuk, V.V. Medvedev, B.S. Nosko (Eds.) *Adaptation of agrotechnologies to climate change: soil and agrochemical aspects*, p. 219-231. Kharkiv, Ukraine *(in Ukrainian)*.

Skrylnyk, Ie., Kutova, A., Hetmanenko, V. & Tovsty, Yu. 2016. Quality of local raw materials and its rational use in agriculture. *Bulletin of Agricultural Science*, 7: 12-16 *(in Ukrainian)*.

United Nations Environmental Programme. *Guidelines for National Waste Management Strategies: Moving from Challenges to Opportunitie*s. Osaka, Japan: UNEP; 2013. 112 p.

Viaene, J., Van Lancker, J., Vandecasteele, B., Willekens, K., Bijttebier, J., Ruysschaert, G., De Neve, S. & Reubens, B. 2016. Opportunities and barriers to on-farm composting and compost application: A case study from northwestern Europe. *Waste Management*, 48:181-192. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.09.021

Weerden, T., Luo, J., Dexter, M. & Rutherford, A. 2014. Nitrous oxide, ammonia and methane emissions from dairy cow manure during storage and after application to pasture. *New Zealand Journal of Agricultural Research,* 57 (4):354-369. https://doi.org/10.1080/00288233.2014.935447

Yilmaz, E. & Sönmez, M. 2017. The role of organic/bio–fertilizer amendment on aggregate stability and organic carbon content in different aggregate scales. *Soil and Tillage Research,* 168: 118-124. https://doi.org/10.1016/j.still.2017.01.003

27. 實施行間有機管理以恢復葡萄園的土壤功能

Edoardo A.C. Costantini[1], Lorenzo D'Avino[2], Simone Priori[3]

[1] Academy of Georgofili, Florence, National Academy of Agriculture, Bologna, Italy
義大利喬治費里學院、國家農業研究院

[2] CREA - Research Centre for Agriculture and Environment, Florence, Italy
義大利農業研究與經濟委員會農業與環境研究中心

[3] Department of Agriculture and Forest Sciences, University of Tuscia, Viterbo, Italy
義大利圖西亞大學農業和森林科學系

1. 相關措施

施用堆肥、間作、覆蓋作物、有機敷蓋

2. 案例研究說明

葡萄園的土壤功能可能不盡如人意，證據為葡萄樹生長、抗病性、葡萄產量和品質，以及對氣候變遷的韌性下降。土壤功能失調的原因往往與不適當的整地（land preparation）、過度侵蝕和 / 或壓實、土壤有機物和營養物質的流失所引起的退化過程有關（Costantini et al., 2018b）。在該個案研究中，與未退化的土壤相比，退化的土壤顯示出較低的有效水容量和氮供應，其儲存土壤有機碳的能力明顯下降（在 0~60 公分深的土壤降低了 34~35%），並且增加了潛在的水侵蝕。該案例研究的目的是驗證在葡萄園中透過葡萄樹的行間間作，內源性或外源性有機物的逐年供應是否能恢復土壤生態系統的功能，尤其是增加土壤有機碳（soil organic carbon, SOC）庫存。

經過兩年的實驗處理，獲得令人為之振奮的結果：

- 成熟農場堆肥（farm compost）以當地牛或羊糞肥和修剪殘體來生產（40~50 噸 / 公頃 / 年），提高約 45% 的土壤有機碳庫存。
- 用多年生豆科植物〔如三葉草、紫花苜蓿（*Medicago sativa*）、野豌豆（*Vicia sativa*）以及黑麥草（*Lolium* spp.）〕進行乾敷蓋（dry mulching），增加了 39% 的土壤有機碳庫存。
- 冬季豆科植物和穀物混合組成的綠肥（green manure），提高 19% 的土壤有機碳庫存。

農場堆肥是最快速且最明顯可觀察的實驗方法，能夠增加土壤氮和有機物含量，並改善葡萄樹的健康和活力。事實證明，農場堆肥也是減少土壤壓實和土壤容積密度的最佳策略，而綠肥和乾敷蓋在增加團粒穩定性方面展現出最好的結果（Vignozzi et al., 2018）。然而，減少侵蝕風險的效果低於使用綠肥和乾敷蓋。可能是因為免耕的關係，乾敷蓋比綠肥更易於增加有機物和生物多樣性（Priori et al., 2018b）。

3. 案例研究背景

該案例研究考察了來自重要葡萄種植區的 16 個有機葡萄園，生產著名的葡萄酒或鮮食葡萄。因此，儘管該個案研究的執行規模是農場等級，但可以視為溫暖的地中海地區〔義大利、斯洛維尼亞（Slovenia）、土耳其和法國的朗格多克（Languedoc）〕和溫帶海洋性氣候地區〔法國的吉倫特（Gironde）和納博訥（Narbonne）〕的代表。在每個葡萄園中，農場堆肥、乾敷蓋和綠肥與位於同一葡萄園和相同實驗佈局中的對照組（標準農場管理，不添加任何改良劑或肥料）進行比較。兩個法國農場各有三個用於此研究的葡萄園，分別位於吉倫特省（Gironde）的蒙塔涅聖愛美濃（Montagne Saint Emillion）和朗格多克大區（Languedoc）奧德省（Aude）的納博訥（Narbonne）；栽培品種分別為卡本內弗朗（Cabernet Franc）和西拉（Syrah）。兩個義大利農場各擁有三個葡萄園，分別位於潘紮諾（Panzano）的經典奇揚第（Chianti Classico）葡萄酒區和馬雷瑪區（Maremma）的聖迪斯達吉奧（San Disdagio），栽培品種是山吉歐維榭（Sangiovese）。兩個斯洛維尼亞葡萄園位於科佩爾（Koper）附近，栽培品種是雷弗斯科（Refosk）。土耳其的兩個葡萄園種植的是食用葡萄，分別位於傑伊漢（Ceyhan），薩里維利（Sariveli）和塔爾索（Tarsus），杜克傑涅（Dokuzetkne）。

年均溫從斯洛維尼亞的 9℃ 到土耳其的 20℃ 不等。年降水量從土耳其的 581 毫米（灌溉葡萄園）到斯洛維尼亞的 938 毫米。坡度介於 3~25% 之間，含石率（stoniness）在 0~40% 之間。標準的土壤管理是耕犁或天然草原覆蓋。D'Avino 等人（2018）和Costantini 等人（2018a）詳細說明了葡萄園的特徵和管理情況。

4. 擴大規模的可能性

該案例研究適用於擴大規模，因為該試驗的試驗樣區具有廣泛的地理分佈和代表性，該實驗在相同年份進行，在商業農場上採用相同的處理和實驗方法（隨機區集，重複三次）。

5. 對土壤有機碳庫存的衝擊

每年額外的碳儲量是根據與對照組的差異計算的，包括透過兩公厘篩網篩選的未分解殘體。表 109 顯示，農場堆肥使碳儲量平均增加 4.35 噸碳 / 公頃 / 年，其特點是在第一年有大幅的增加，而在試驗的第二年沒有顯著下降。乾敷蓋的增加潛力低於農場堆肥（1.8 噸碳 / 公頃 / 年），但在兩年的實驗中保持規律。而在綠肥實驗組中，由

於間作不同的土壤覆蓋物，覆蓋作物產生的生物量和對土壤碳庫存的影響在不同的地點有很大差異。平均而言，綠肥在第一年顯示出良好的碳固存增加（+4.4 噸碳 / 公頃），隨後在第二年出現減少（-4.2 噸碳 / 公頃）。

表 109. 法國、義大利、斯洛維尼亞和土耳其不同葡萄園在兩年研究中 0~30 公分處的土壤有機碳庫存變化情況

實驗處理	基準線碳庫存（噸碳 / 公頃）	額外的碳儲量（噸碳 / 公頃 / 年）*	持續時間（年）
農場堆肥，每年散布在行間（FC）	從 11.9~49.6	+10.3 ±2.8	第一年
		-1.6 ±3.1	第二年
多年生豆科植物，每年修剪，留在地面上作為乾敷蓋（DM）	從 8.3~49.6	+1.4 ±1.6	第一年
		+2.2 ±2.0	第二年
冬季豆科植物和穀物，每年作為綠肥混入土壤（GM）	從 15~49.6	+4.4 ±1.8	第一年
		-4.2 ±1.7	第二年

詳細資料見 Priori 等人（2018a）

氣候分佈在暖溫帶濕潤和暖溫帶乾燥地區。研究中包括的土壤類型有鈣積土、變育土、膨轉土和黏移土
*± 平均值的標準誤差（20 例）

6. 該措施的其他效益

6.1. 改善土壤性質

測試的有機處理旨在透過提高土壤有機質含量和生物活性來恢復退化土壤的肥力，並藉由它們改善所有相關的土壤物理和化學性質。預計主要的改善包括：團粒穩定性、有效水容量、水的入滲和滲透率（permeability）、空氣容量（air capacity）、酵素活性、中型生物和微生物多樣性，以及減少寄生性線蟲（Landi et al., 2018; Blanco-Pérez et al., 2020）。

6.2. 最小化對土壤功能的威脅

表 110. 土壤威脅

土壤威脅	
土壤侵蝕	減少土壤侵蝕（De Baets et al., 2011）。
養分的失衡和循環	改善碳和氮的循環（Novara et al., 2020）。
土壤生物多樣性損失	增加節肢動物（arthropod）的多樣性（Eckert et al., 2020）和彈尾蟲（collembola）的豐富度（Simoni et al., 2018）。
土壤壓實	減少土壤壓實（Konopiński et al., 2020）。
土壤水分管理	增加土壤儲水（Basche et al., 2016）。

6.3. 產量增加（如食物、燃料、飼料、木材）

在兩年的監測中，退化地區的土壤管理策略在營養生長、產量和葡萄品質方面沒有明顯差異（Tardaguila et al., 2018）。

6.4. 緩解和適應氣候變遷

在輪作中引入覆蓋作物可能是減少氧化亞氮散失的好策略（Sanz-Cobena et al., 2014）。增加土壤有機碳庫存可以抵消溫室氣體排放（Paustian et al., 2016）。

6.5. 社會經濟效益

採用建議的有機處理方法具有多方面的社會經濟效益，與土壤生態系統服務的改善有關。然而，產量和經濟效益的提高預計在實施後幾年才會出現。

6.6. 該措施的其他益處

生產高品質的堆肥是一個相當需要技巧的過程，需要一定的農場專業化，否則可能很難製造。解決方案可能是建立在數個當地農場合作生產堆肥的基礎上。該機制設

想不同的農場提供原料至一個獨特的農場，並由該農場負責生產大量的堆肥。然後，適當成熟的堆肥，會按照授予的數量和他們的需求比例在協商的農場之間分配。這個方式也有利於增加農民之間的信任（一方面是對授予材料的品質的信任，另一方面是對堆肥品質的信任）和合作，而且也有利於當地農民協會的存在。

7. 該措施的潛在缺點

7.1. 權衡對土壤功能的其他威脅

表 111. 土壤威脅

土壤威脅	
養分的失衡和循環	覆蓋作物可能與經濟作物競爭養分（Kaspar and Singer, 2011）。
土壤水分管理	覆蓋作物可能與主要作物競爭水分，尤其是在乾燥的氣候和乾旱的年份（Blanco-Canqui et al., 2015）。

7.2. 溫室氣體排放量增加

有研究顯示，覆蓋作物可以顯著減少氮的淋洗作用，但對直接的氧化亞氮排放沒有明顯影響（Abdalla et al., 2019）。此外，豆科植物作為覆蓋作物也可以減少氮肥的使用，從而減少氧化亞氮的排放。平均而言，覆蓋作物可以使溫室氣體淨平衡減少 2.06 ±2.10 噸二氧化碳當量 / 公頃 / 年（Abdalla et al., 2019）。儘管有機改良劑會對土壤的溫室氣體排放產生負面影響，但有一些措施可以減少風險（Thangarajan et al., 2013）。此外，根據二氧化碳和碳分子量的比例，有可能將土壤有機碳庫存的正面變化轉化為潛在的二氧化碳減排（IPCC 2006）。

7.3. 與其他措施的衝突

生物質的高產會影響機械在葡萄園的通行，所以通常這些措施是隔行進行，第二年再反過來。

7.4. 產量減少（如食物、燃料、飼料、木材、纖維）

由於肥力很低、碳酸鈣含量高和 / 或含石率含量高，在退化的土壤中種植覆蓋作物可能會很困難，且有可能會與葡萄樹競爭養分。在異常乾燥的冬天和春天，或者在特別乾燥的地區，覆蓋作物可能會與葡萄樹競爭水分。在這些情況下，最好是在早春進行除草和施用綠肥（Priori et al., 2018b）。

7.5. 其他衝突

當土壤退化至深層（大於 50~60 公分）時，建議的有機處理方法不能解決問題（至少在短期或中期內）。在這些情況下，應引入和測試其他的有機策略，如耕種更深的土壤層位和 / 或補充添加有機材料，或使用深根覆蓋作物。

8. 實行該措施前的建議

使用者應預期在乾旱季節進行乾敷蓋物修剪或混入綠肥，以避免競爭水分，並避免在大雨前撒施農場堆肥，以防止因侵蝕而造成流失。天然的退化土壤需要為種植綠肥作物準備最適宜的苗床。在小型高度退化地區，應將覆蓋作物的種子與糞肥或堆肥、土壤和水混合，然後仔細播種以提高發芽率（Priori et al., 2018b）。

9. 採用該措施的潛在障礙

表 112. 採用該措施的潛在障礙

障礙	有 / 無	
文化	有	針對採用此措施所產生的環境效益，教育程度低的農民較難以理解（Fantappiè et al., 2020）。
社會	有	農場的經濟規模會限制農民的創新動力（Fantappiè et al., 2020）。
經濟	有	獲得經濟效益所需的時間可能會使農民望而卻步（Fantappiè et al., 2020）。在特別乾旱的季節，綠肥和乾敷蓋物有與葡萄樹爭水分的潛在風險。如果不是自行生產，則農場堆肥的購買和運輸成本高。

照片

照片 55. 農場堆肥（糞肥 + 修剪殘體和 / 或秸稈）

每年撒在行間（上圖）；多年生豆科植物，每年修剪並留在地上作為乾敷蓋物（中圖）；冬季豆科植物和穀物，每年作為綠肥納入土壤（下圖）

參考文獻

Abdalla, M., Hastings, A., Cheng, K., Yue, Q., Chadwick, D., Espenberg, M., Truu, J., Rees, R.M. & Smith, P. 2019. A critical review of the impacts of cover crops on nitrogen leaching, net greenhouse gas balance and crop productivity. *Global change biology*, 25(8): 2530-2543. https://doi.org/10.1111/gcb.14644

Basche, A.D., Kaspar, T.C., Archontoulis, S.V., Jaynes, D.B., Sauer, T.J., Parkin, T.B. & Miguez, F.E. 2016. Soil water improvements with the long-term use of a winter rye cover crop. *Agricultural Water Management*, 172: 40-50. https://doi.org/10.1016/j.agwat.2016.04.006

Blanco-Canqui, H., Shaver, T.M., Lindquist, J.L., Shapiro, C.A., Elmore, R.W., Francis, C.A. & Hergert, G.W. 2015. Cover crops and ecosystem services: Insights from studies in temperate soils. *Agronomy Journal*, 107(6), 2449-2474. https://doi.org/10.2134/agronj15.0086

Blanco-Pérez, R., Sáenz-Romo, M.G., Vicente-Díez, I., Ibáñez-Pascual, S., Martínez-Villar, E., Marco-Mancebón, V.S. & Campos-Herrera, R. 2020. Impact of vineyard ground cover management on the occurrence and activity of entomopathogenic nematodes and associated soil organisms. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 301: 107028. https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.107028

Costantini, E.A.C., Castaldini, M., Diago, M.P., Giffard, B., Lagomarsino, A., Schroers, H.J., Priori, S.*et al.* 2018a. Effects of soil erosion on agro-ecosystem services and soil functions: A multidisciplinary study in nineteen organically farmed European and Turkish vineyards. *Journal of environmental management*, 223: 614-624. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.06.065

Costantini, E.A.C., Priori, S., Giffard, B., Fulchin, E., Tardaguila, J., Schroers, H.J., Pelengić, R., Akça E., Tangolar, S. & Valboa, G. 2018b. Causes of soil malfunctioning in degraded areas of European and Turkish vineyards. *EQA–Environmental quality*, 30:15-22. https://doi.org/10.6092/issn.2281-4485/7906

D'Avino, L., Priori, S., Schroers, H.J., Tangolar, S., Tardaguila, J., Giffard, B., Fantappiè, M. & Costantini, E.A.C. 2018. Restoring soil functionality in degraded areas within vineyards by organic treatments: the experimental layout of the RESOLVE Core-organic+ project. *EQA–Environmental quality*, 30: 37-48. https://doi.org/10.6092/issn.2281-4485/7917

De Baets, S., Poesen, J., Meersmans, J. & Serlet, L. 2011. Cover crops and their erosion-reducing effects during concentrated flow erosion. *Catena*, *85*(3): 237-244. https://doi.org/10.1016/j.catena.2011.01.009

Eckert, M., Mathulwe, L.L., Gaigher, R., Joubert-van der Merwe, L. & Pryke, J.S. 2020. Native cover crops enhance arthropod diversity in vineyards of the Cape Floristic Region. *Journal of Insect Conservation*, 24(1): 133-149. https://doi.org/10.1007/s10841-019-00196-0

Fantappiè, M., Lorenzetti, R., De Meo, I. & Costantini, E.A.C. 2020. How to improve the adoption of soil conservation practices? Suggestions from farmers' perception in western Sicily. *Journal of Rural Studies*, 73: 186-202. https://doi.org/10.1016/j.jrurstud.2019.11.001

IPCC 2006. *Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*. Vol. 4, Agriculture, Forestry and Other Land Use.

Kaspar, T.C. & Singer, J.W. 2011. The use of cover crops to manage soil. *In Soil management: Building a stable base for agriculture*, 321-337.

Konopiński, M., Kęsik, T. & Błażewicz-Woźniak, M. 2020. Effect of cover crops mulching and no-tillage cultivation on the soil compaction and moisture. *Acta Agrophysica*, 2001(45): 105-116.

Landi, S., d'Errico, G., Simoncini, S., L'Abate, G. & Priori, S. 2018. Nematode communities as indicators of soil quality in vineyard system: a case of study in degraded areas. *EQA- International Journal of Environmental Quality,* 31: 41-46. https://doi.org/10.6092/issn.2281-4485/7892

Novara, A., Catania, V., Tolone, M., Gristina, L., Laudicina, V.A. & Quatrini, P. 2020. Cover Crop Impact on Soil Organic Carbon, Nitrogen Dynamics and Microbial Diversity in a Mediterranean Semiarid Vineyard. *Sustainability*, 12(8): 3256. https://doi.org/10.3390/su12083256

Paustian, K., Lehmann, J., Ogle, S., Reay, D., Robertson, G.P. & Smith, P. 2016. Climate-smart soils. *Nature*, *532*(7597): 49-57. https://doi.org/10.1038/nature17174

Priori, S., D'Avino, L., Agnelli, A. E., Valboa, G., Knapic, M., Schroers, H.J., Akça E., Tangolar, S., Kiraz, M.E. & Fulchin, E. 2018a. Effect of organic treatments on soil carbon and nitrogen dynamics in vineyard. *EQA–International Journal of Environmental quality*, 31: 1-10. https://doi.org/10.6092/issn.2281-4485/7896

Priori, S., D'Avino, L., Costantini, E.A.C. & Fulchin E. 2018b. Guidelines for soil restoration techniques [online] [cited June 2020]. http://www.resolve-organic.eu/communication.php

Sanz-Cobena, A., García-Marco, S., Quemada, M., Gabriel, J.L., Almendros, P. & Vallejo, A. 2014. Do cover crops enhance N_2O, CO_2 or CH_4 emissions from soil in Mediterranean arable systems? *Science of the total environment*, 466: 164-174.

Simoni, S., Gagnarli, E., Goggioli, D., Guidi, S., Tarchi, F., D'Avino, L. & Giffard, B. 2018. Impact of agricultural management on communities of oribatida, gamasina and collembola in Italian and French vineyards. *EQA–International Journal of Environmental quality*, 31: 27-32. https://doi.org/10.6092/issn.2281-4485/7902

Tardaguila, J., Storchi, P., Puccioni, S., Zombardo, A., Tangolar, S., Tangolar, S., Ada, M., *et al.* 2018. Effects of soil degradation and organic treatments on vegetative growth, yield and grape quality. *EQA-International Journal of Environmental Quality*, 31: 31-35. https://doi.org/10.6092/issn.2281-4485/7898

Thangarajan, R., Bolan, N.S., Tian, G., Naidu, R. & Kunhikrishnan, A. 2013. Role of organic amendment application on greenhouse gas emission from soil. *Science of the Total Environment*, 465: 72-96. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.01.031

Vignozzi, N., Andrenelli, M.C., L'Abate, G. & Pellegrini, S. 2018. Effect of management on topsoil structure. *EQA-International Journal of Environmental Quality*, 31: 11-15. https://doi.org/10.6092/issn.2281-4485/7897

28. 地中海木本作物的覆蓋作物、有機改良劑和綜合管理措施

José Luis Vicente-Vicente[1], Rosa Francaviglia[2]

[1] Agricultural Landscape Systems, working group on Land Use Decisions in the Spatial and System Context, Leibniz Centre for Agricultural Landscape Research (ZALF), Müncheberg, Germany
德國萊布尼茲農業景觀研究中心（ZALF）空間與系統環境的土地使用決策工作團隊（農業景觀系統）

[2] Council for Agricultural Research and Economics, Research Centre for Agriculture and Environment (CREA-AA), Rome, Italy
義大利農業研究與經濟委員會農業與環境研究中心（CREA-AA）

1. 相關措施

覆蓋作物、有機敷蓋、堆肥施用、糞肥施用、汙水淤泥施用

2. 案例研究說明

該研究的目的是藉由比較慣行管理和永續管理，來估計地中海氣候條件下木本作物土壤的碳固存率。進行了一項包括 51 篇參考文獻和 144 個比較的統合分析。慣行管理通常包括頻繁耕犁，或少耕，同時施用萌前和萌後除草劑。永續管理則是允許覆蓋植物生長（自然或播種），施用有機改良劑（如堆肥、糞肥、作物殘體、汙水淤泥），或是結合兩者（植物覆蓋和有機改良劑）。該研究考慮了三種不同的典型地中海木本作物：橄欖園、葡萄園和杏仁園。它也考慮到了研究的持續時間和不同的地中海亞氣候（Vicente-Vicente et al., 2016）。在納入統合分析的 51 篇參考文獻中，只有一篇將實地測量與模擬相結合，而其他 50 篇參考文獻都進行了實地研究。

3. 案例研究背景

該研究涵蓋總共 51 項研究，評估九個國家在地中海條件下的木本作物：西班牙（33）、義大利（7）、希臘（2）、法國（2）、葡萄牙（2）、南非（2）、敘利亞（1）、土耳其（1）和加州（美國）（1）。根據柯本氣候分類法（Köppen-Geiger），考慮了不同的地中海亞氣候（Kottek et al., 2006）。

4. 擴大規模的可能性

由於該研究是統合分析，其結果已經被規模化，可以外推並應用於三種木本作物（橄欖園、杏仁園和葡萄園）或地中海地區類似管理的其他木本作物。

5. 對土壤有機碳庫存的衝擊

表 113 顯示，土壤有機碳的固存量與有機投入量直接相關，因此，最高的固存率（5.36 噸碳 / 公頃 / 年）屬於評估高有機投入率的研究。然而，作者指出，至少在行間允許覆蓋植物的生長，結合內部（如修剪殘骸）或外部（如堆肥）的有機投入，不僅在增加土壤有機碳方面（0.72~1.23 噸碳 / 公頃 / 年），且在養分循環和保護土壤方面都是最合適的解決方案。重要的是，作者指出，土壤有機碳的增加會隨著時間的推移而減慢，因此，最高的固存率發生在轉為永續管理的前幾年（前 5 年和 10 年分別為 1.22 和 0.72 噸碳 / 公頃 / 年）。就氣候影響而言，統合分析的結果顯示，乾旱會對土壤有機碳的固存產生負面影響（0.46 噸碳 / 公頃 / 年），這可能是由於降水量減少導致生物質生產降低。最後，作者沒有考慮將灌溉作為一個驅動因素，因為灌溉通常發生在一個集中的小區域（通常在樹幹附近），統合分析中評估的測量只在行間進行，因此不包括樹冠區域。

表 113. 地中海木本作物系統在不同管理下的碳固存

地點	氣候帶	比較的數量	額外的碳儲量（噸碳／公頃／年）	持續時間（年）	管理方法
地中海的橄欖園	暖溫帶乾燥和濕潤	18	1.10	<30	CC，主要是自生覆蓋
地中海的橄欖園	暖溫帶乾燥和濕潤	25	5.36	<30	OA，主要是橄欖工廠廢料（OWM）和修剪殘骸（PD）的高度施用率
地中海的橄欖園	暖溫帶乾燥和濕潤	22	3.33	<30	綜合（CC+OA）主要是自生覆蓋，OMW和PD
地中海的葡萄園	暖溫帶乾燥和濕潤	33	0.78	<30	CC，自生和播種覆蓋物
地中海的葡萄園	暖溫帶乾燥和濕潤	8	0.65	<30	OA，低施用率
地中海的葡萄園	暖溫帶乾燥和濕潤	4	0.34	<30	綜合（CC+OA）
地中海的橄欖、杏仁和葡萄園	暖溫帶乾燥和濕潤	29	1.22	0~5（5）	CC
		22	0.72	6~10（4）	
地中海的橄欖、杏仁和葡萄園	暖溫帶	43	1.23	<30	CC
地中海的橄欖、杏仁和葡萄園	乾燥亞氣候	19	0.46	<30	CC

資料來源：改編自 Vicente-Vicente 等人（2016）

CC：覆蓋作物，OA：有機改良劑，OMW：橄欖工廠廢料，PD：修剪殘骸，碳庫存平均為 0.88%（±0.41），土壤平均為 39% 的砂粒（±20%）和 26% 的黏粒（±13%），平均深度 34 公分（±32），平均持續時間 7.7 年（±6.0）

6. 該措施的其他效益

6.1. 改善土壤性質

在西班牙南部的橄欖園中，應用橄欖工廠廢料，改善了土壤物理參數（團粒穩定性和保水力）、土壤有機氮（尤其是在長期應用後）和土壤微生物活性（即土壤酵素活性）（Garcia-Ruiz et al., 2012）。在自生覆蓋植物下也發現了類似的結果（例如，Aranda et al., 2011 年在橄欖園發現，Almagro et al., 2016 年在杏仁園發現，以及 Peregrina et al., 2012 年在葡萄園發現）。

6.2. 最小化對土壤功能的威脅

表 114. 土壤威脅

土壤威脅	
土壤侵蝕	減少土壤侵蝕（Gómez et al., 2011）。
養分的失衡和循環	請見 6.1 節。
土壤生物多樣性損失	保存土壤微動物（Microfauna）（如線蟲）（Sánchez-Moreno et al., 2015）。
土壤密封和壓實	增加團粒穩定性（Guzmán et al., 2019）和土壤結構（Palese et al., 2014）。
土壤水分管理	增加保水力和土壤水分（Aranda et al., 2011; Almagro et al., 2016; Peregrina et al., 2012; Palese et al., 2014）。

6.3. 產量增加（如食物、燃料、飼料、木材）

避免坡地土壤流失並使農業生態系統更具彈性和永續性，可能會在未來帶來更穩定的產量。然而，只有少數研究評估了不同管理系統下的產量，一些研究顯示，在中等坡地地區，慣行管理和覆蓋作物管理之間沒有差異（Soriano et al., 2014; Palese et al., 2014; Sastre et al., 2016）。

6.4. 緩解和適應氣候變遷

土壤有機碳含量的增加不僅促進了二氧化碳的固存，而且由於有機碳在土壤中扮演的關鍵角色（即土壤的物理、化學和生物性質的改善），而導致土壤肥力的性質的改善（請見 6.2 節）。

另一方面，增加植物物種的多樣性（如透過種植行間覆蓋植物），可以增加昆蟲和微生物的多樣性，從而增加農業生態系統的自我調節和韌性。因此，在地中海木本作物實施永續措施後，該系統將更能抵抗疾病，也不容易受到極端氣候影響，而帶來更穩定的產量（Montanaro et al., 2018; Michalopoulos et al., 2020）。

6.5. 社會經濟效益

綜合管理措施將增加土壤的養分輸入，並減少無機肥料的需求和相關費用。另一方面，覆蓋植物的生長也增加了地景的品質，促進了農業旅遊和其他類似活動。

7. 該措施的潛在缺點

7.1. 權衡對土壤功能的其他威脅

表 115. 土壤威脅

土壤威脅	
土壤沾染 / 汙染	當應用汙水淤泥、堆肥等時，會產生硝酸鹽、銨（ammonium）和重金屬（Łuczkiewicz and Quant, 2007）。
土壤酸化	施用堆肥時，pH 值會下降（García-Ruiz et al., 2012）。
土壤壓實	用集約化放牧來控制覆蓋植物（Byrnes et al., 2018）。

7.2. 溫室氣體排放量增加

在施用有機改良劑後，預計會排放氧化亞氮，但實際量無從得知。可以採用「政府間氣候變化專門委員會」的一些預設值（第一級）對其進行估計。然而，在統合分析中，我們並沒有評估氧化亞氮的排放；因為不僅是使用永續管理方法會造成氧化亞氮的排放，使用無機肥料的慣行管理方法也會造成其排放，甚至可能高於施用有機肥的排放量（Pareja-Sánchez et al., 2020）。關於甲烷排放，永續管理可能導致淨吸收（Sanz-Cobena et al., 2014）。

7.3. 產量減少（如食物、燃料、飼料、木材、纖維）

使覆蓋植物生長時，預期在高產地區（即平坦和肥沃的土壤）的短期產量會下降。然而，這將取決於作物、特定的土壤條件（Ferreira et al., 2013）和修剪覆蓋植物的具體時間。

8. 實行該措施前的建議

在容許行間栽培覆蓋植物的情況下，於春季，植物開始與木本作物競爭水分之前，農民對其進行控制（即除草、最少耕犁）至關重要（通常是三月底 ~ 四月初，取決於國家和行間的覆蓋生物質數量和類型）。在施用修剪殘骸的情況下，當殘骸碎屑較小時，對土壤有機碳固存和土壤肥力的正面影響更大。因此，高度推薦切碎（Repullo et al., 2020）。

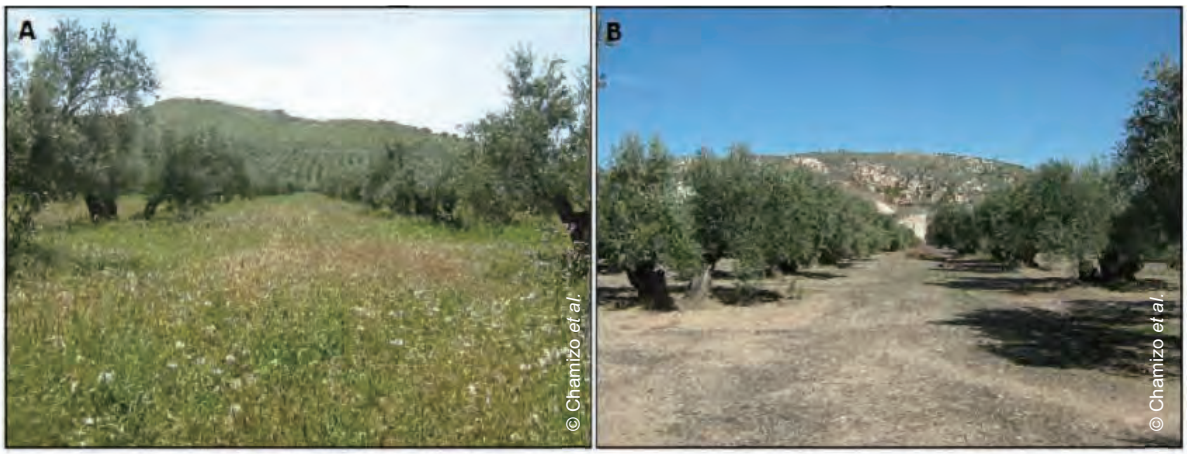
9. 採用該措施的潛在障礙

障礙主要是**社會經濟**和**制度**。因為缺乏實施永續農業的經濟獎勵。由於評估中包括的大多數研究都來自歐盟國家，值得一提的是，缺乏真正的環境友善的《共同農業政策》（Common Agricultural Policy, CAP），其主要支付與收穫面直接相關，而不是具體的農業管理措施（Pe'er et al., 2020）。對具體激勵措施的需求是基於在實施擬議的永續措施後產生的更複雜的農業生態系統（Merot and Wery, 2017）。更複雜的農業生態系統不僅意味著更多的永續系統，而且意味著更困難和成本更高的管理，因此，如果沒有獎勵措施，農民不太願意採用這些永續管理措施。

表 116. 可能的障礙

障礙	有 / 無	
社會	有	系統的複雜性增加（Merot and Wery, 2017）。
經濟	有	系統的複雜性增加（Merot and Wery, 2017），缺乏經濟上的獎勵（Pe'er et al., 2017）。
機構	有	缺乏環境友善的農業政策（Pe'er et al., 2017）。

照片



照片 56. 西班牙南部哈恩省（Jaén），有（A）和沒有（B）自生覆蓋植物的橄欖園

參考文獻

Almagro, M., de Vente, J., Boix-Fayos, C., García-Franco, N., Melgares de Aguilar, J., González, D., Solé-Benet, A. & Martínez-Mena, M. 2016. Sustainable land management practices as providers of several ecosystem services under rainfed Mediterranean agroecosystems. Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change, 21(7): 1029–1043. https://doi.org/10.1007/s11027-013-9535-2

Aranda, V., Ayora-Cañada, M.J., Domínguez-Vidal, A., Martín-García, J.M., Calero, J., Delgado, R., Verdejo, T. & González-Vila, F.J. 2011. Effect of soil type and management (organic vs. conventional) on soil organic matter quality in olive groves in a semi-arid environment in Sierra Mágina Natural Park (S Spain). Geoderma, 164(1–2): 54–63. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2011.05.010

Byrnes, R.C., Eastburn, D.J., Tate, K.W. & Roche, L.M. 2018. A Global Meta-Analysis of Grazing Impacts on Soil Health Indicators. Journal of Environmental Quality, 47(4): 758–765. https://doi.org/10.2134/jeq2017.08.0313

Chamizo, S., Serrano-Ortiz, P., López-Ballesteros, A., Sánchez-Cañete, E.P., Vicente-Vicente, J.L. & Kowalski, A.S. 2017. Net ecosystem CO<inf>2</inf>exchange in an irrigated olive orchard of SE Spain: Influence of weed cover. Agriculture, Ecosystems and Environment, 239. https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.01.016

Ferreira, I.Q., Arrobas, M., Claro, A.M. & Rodrigues, M.A. 2013. Soil management in rainfed olive orchards may result in conflicting effects on olive production and soil fertility. Spanish Journal of Agricultural Research, 11(2): 472–480. https://doi.org/10.5424/sjar/2013112-3501

García-Ruiz, R., Ochoa, M.V., Hinojosa, M.B. & Gómez-Muñoz, B. 2012. Improved soil quality after 16 years of olive mill pomace application in olive oil groves. Agronomy for Sustainable Development, 32(3): 803–810. https://doi.org/10.1007/s13593-011-0080-7

Gómez, J.A., Llewellyn, C., Basch, G., Sutton, P.B., Dyson, J.S. & Jones, C.A. 2011. The effects of cover crops and conventional tillage on soil and runoff loss in vineyards and olive groves in several Mediterranean countries. Soil Use and Management, 27(4): 502–514. https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2011.00367.x

Guzmán, G., Cabezas, J.M., Sánchez-Cuesta, R., Lora, Bauer, T., Strauss, P., Winter, S., Zaller, J.G. & Gómez, J.A. 2019. A field evaluation of the impact of temporary cover crops on soil properties and vegetation communities in southern Spain vineyards. Agriculture, Ecosystems and Environment, 272(November 2018): 135–145. https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.11.010

Kottek, M., Grieser, J., Beck, C., Rudolf, B. & Rubel, F. 2006. World map of the Köppen-Geiger climate classification updated. Meteorologische Zeitschrift, 15: 259–263. 10.1127/0941-2948/2006/0130

Łuczkiewicz, A. & Quant, B. 2007. Soil and groundwater fecal contamination as a results of sewage sludge land application. Polish Journal of Environmental Studies, 16(4): 587–593.

Merot, A. & Wery, J. 2017. Converting to organic viticulture increases cropping system structure and management complexity. Agronomy for Sustainable Development, 37(3). https://doi.org/10.1007/s13593-017-0427-9

Michalopoulos, G., Kasapi, K.A., Koubouris, G., Psarras, G., Arampatzis, G., Hatzigiannakis, E., Kavvadias, V., *et al.* 2020. Adaptation of Mediterranean Olive Groves to Climate Change through Sustainable Cultivation Practices. (April). https://doi.org/10.3390/cli8040054

Montanaro, G., Nuzzo, V., Xiloyannis, C. & Dichio, B. 2018. Climate change mitigation and adaptation in agriculture: The case of the olive. Journal of Water and Climate Change, 9(4): 633–642. https://doi.org/10.2166/wcc.2018.023

Palese, A.M., Vignozzi, N., Celano, G., Agnelli, A.E., Pagliai, M. & Xiloyannis, C. 2014. Influence of soil management on soil physical characteristics and water storage in a mature rainfed olive orchard. Soil and Tillage Research, 144: 96–109. https://doi.org/10.1016/j.still.2014.07.010

Pareja-Sánchez, E., Cantero-Martínez, C., Álvaro-Fuentes, J. & Plaza-Bonilla, D. 2020. Impact of tillage and N fertilization rate on soil N2O emissions in irrigated maize in a Mediterranean agroecosystem. Agriculture, Ecosystems and Environment, 287(October 2018): 106687. https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.106687

Pe'er, G., Zinngrebe, Y., Hauck, J., Schindler, S., Dittrich, A., Zingg, S., Tscharntke, T., *et al.* 2017. Adding Some Green to the Greening: Improving the EU's Ecological Focus Areas for Biodiversity and Farmers. Conservation Letters, 10(5): 517–530. https://doi.org/10.1111/conl.12333

Peregrina, F., Pérez-Álvarez, E.P., Colina, M. & García-Escudero, E. 2012. Cover crops and tillage influence soil organic matter and nitrogen availability in a semi-arid vineyard. Archives of Agronomy and Soil Science, 58(SUPPL.): SS95–SS102. https://doi.org/10.1080/03650340.2011.648182

Repullo, M.A., Carbonell, R., Hidalgo, J., Rodríguez-Lizana, A. & Ordóñez, R. 2012. Using olive pruning residues to cover soil and improve fertility. Soil and Tillage Research, 124: 36–46. https://doi.org/10.1016/j.still.2012.04.003

Sánchez-Moreno, S., Castro, J., Alonso-Prados, E., Alonso-Prados, J.L., García-Baudín, J.M., Talavera, M. & Durán-Zuazo, V.H. 2015. Tillage and herbicide decrease soil biodiversity in olive orchards. Agronomy for Sustainable Development, 35(2): 691–700. https://doi.org/10.1007/s13593-014-0266-x

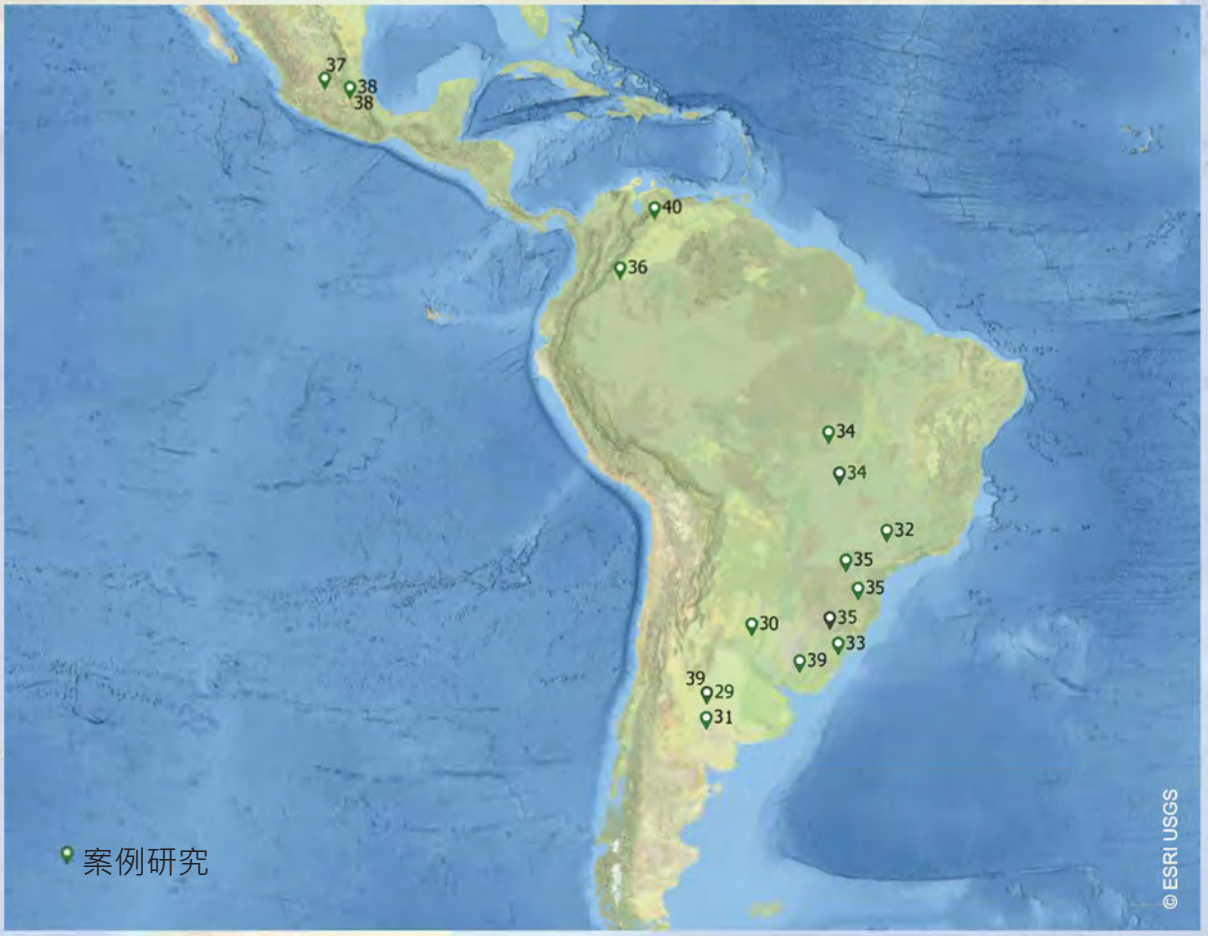
Sanz-Cobena, A., García-Marco, S., Quemada, M., Gabriel, J.L., Almendros, P. & Vallejo, A. 2014. Do cover crops enhance N2O, CO2 or CH4 emissions from soil in Mediterranean arable systems? Science of the Total Environment, 466–467: 164–174. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.07.023

Sastre, B., Pérez-Jiménez, M.Á., Bienes, R., García-Díaz, A. & De Lorenzo, C. 2016. The Effect of Soil Management on Olive Yield and VOO Quality in a Rainfed Olive Grove of Central Spain. Journal of Chemistry, 2016: 20–22. https://doi.org/10.1155/2016/4974609

Soriano, M.A., Álvarez, S., Landa, B.B. & Gómez, J.A. 2014. Soil properties in organic olive orchards following different weed management in a rolling landscape of Andalusia, Spain. Renewable Agriculture and Food Systems, 29(1): 83–91. https://doi.org/10.1017/S1742170512000361

Vicente-Vicente, J.L., García-Ruiz, R., Francaviglia, R., Aguilera, E. & Smith, P. 2016. Soil carbon sequestration rates under Mediterranean woody crops using recommended management practices: A meta-analysis. Agriculture, Ecosystems and Environment, 235: 204–214. https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.10.024

拉丁美洲和加勒比地區



案例研究編號	地區	標題	措施一	措施二	措施三	研究時間
29	拉丁美洲和加勒比地區	阿根廷農地的碳輸入增加：肥料使用、加入覆蓋作物和在作物輪作中整合多年生牧草	混合系統	覆蓋作物	施肥	3~23
30	拉丁美洲和加勒比地區	阿根廷彭巴黑土地區藉灌注和播撒系統施用豬和牛的糞肥	糞肥			
31	拉丁美洲和加勒比地區	阿根廷彭巴地區的免耕和覆蓋作物	免耕	覆蓋作物		4~8
32	拉丁美洲和加勒比地區	巴西聖保羅聖喀洛斯施用石灰和肥料來提高巴拉草牧草地的產量和碳固存	施用石灰	免耕		27
33	拉丁美洲和加勒比地區	南美洲在低地實施保育性農業的經驗	保育性農業			
34	拉丁美洲和加勒比地區	巴西熱帶農業生態系統的整合農業	混林牧業	混農林牧業	退化的牧場	4~12

案例研究編號	地區	標題	措施一	措施二	措施三	研究時間
35	拉丁美洲和加勒比地區	巴西亞熱帶地區的農牧業整合系統對土壤有機碳固存的影響	農牧整合系統			
36	拉丁美洲和加勒比地區	哥倫比亞的混農林、混林牧系統和水基金倡議有助於改善土壤移除和儲存碳的能力	混農林業	混林牧業	森林復育	9、20 和 40
37	拉丁美洲和加勒比地區	墨西哥中部膨轉土的 30 年保育性農業措施	保育性農業			30
38	拉丁美洲和加勒比地區	墨西哥硬化新火山灰土的改造	輪作	糞肥	間作	10~60
39	拉丁美洲和加勒比地區	烏拉圭和阿根廷黑土上的作物與牧草輪作	輪作	混合農業		10~48
40	拉丁美洲和加勒比地區	北美委內瑞拉平原區緩解因旱林轉為牧草地而造成的土壤有機碳流失	改善牧場管理			5 和 18

29. 阿根廷農地的碳輸入增加：肥料使用、加入覆蓋作物和在作物輪作中整合多年生牧草

Guillermo Peralta[1], Rodolfo Gil[2], Belén Agosti[3], Martin Aciar[4], Miguel Taboada[2], Federico Gómez[5], Matías Schrauf[6]

[1] Global Soil Partnership (GSP) Secretariat, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy; Argentine No-Till Farmers Association; School of Agriculture, University of Buenos Aires, Buenos Aires, Argentina
聯合國糧食及農業組織（FAO）全球土壤合作計畫（GSP）秘書處、阿根廷免耕農民協會、阿根廷布宜諾斯艾利斯大學農學院

[2] National Institute of Agricultural Technology, Argentina
阿根廷國家農業技術研究院

[3] Argentine No-till Farmers Association, Argentina
阿根廷免耕農民協會

[4] School of Agriculture, University of Salta, Salta, Argentina
阿根廷薩爾塔大學農學院

[5] Soil Fertility and Fertilizers Department, School of Agriculture, University of Buenos Aires, Buenos Aires, Argentina
阿根廷布宜諾斯艾利斯大學農學院土壤肥力與肥料系

[6] Quantitative Methods and Information Systems Department, University of Buenos Aires, Buenos Aires, Argentina
阿根廷布宜諾斯艾利斯大學定量方法與資訊系統系

1. 相關措施

礦質肥料、覆蓋作物、農牧整合系統

2. 案例研究說明

該研究的目的是透過「慣行」管理和「永續」管理進行比較，以評估以增加土壤碳輸入為導向的不同農業措施的土壤有機碳固存率。慣行管理一般包括免耕管理下的連續耕作、低殘體返回土壤的輪作，以及有限或不使用肥料（負營養平衡）。永續管理包括增加殘體返回土壤的做法，可以透過增加養分供應、在輪作中納入覆蓋作物，或是在農作時期之間整合短期多年生牧場。

我們進行了一項包括 31 篇參考文獻、87 個實驗和 146 個比較的統合分析，整合了來自阿根廷不同生產地區的國家研究機構、推廣機構和農民協會的實地試驗結果。使用 Berhongaray 等人（2013）開發的樣條函數（splining function），將土壤有機碳濃度統一到 0~30 公分深度。考慮到 30 公分深度和土壤容積密度（FAO, 2019），將 0~30 公分的土壤有機碳含量（%）轉換為庫存（噸碳 / 公頃），並透過不同實驗處理的等效土壤質量（soil mass）進行調整（考慮每個實驗 / 實地試驗的最小觀測土壤容積密度；如果沒有提供資料，則為 1.25 克 / 立方公分）。成對的資料集被用於土壤有機碳庫存的比較（永續與慣行措施），考慮到每個研究的持續時間，對年變率（annual rates）進行了估計。極端值（±3 個標準差）被視為異常值捨棄。

改進的施肥措施通常包括施用氮、磷和硫的中期施肥策略，目的在於補充作物的養分攝取。覆蓋作物包括燕麥（*Avena sativa*）、黑麥（*Secale cereale*）、黑小麥（*Secale cereale x Triticum aestivum*）、多花黑麥草（*Lolium multiflorum*）、毛野碗豆（*Vicia villosa*）、長柔毛野碗豆（*Vicia sativa*）、甜苜蓿（*Melilotus officinalis*）、西洋油菜（*Brassica napus*）、飼用蘿蔔（*Raphanus raphanistrum*）和不同混合物種。永久性牧草一般包括 50% / 50% 到 75% / 25% 的作物–牧草輪作，包括紫花苜蓿（*Medicago sativa*）、葦狀羊茅（*Festuca arundinacea*）或大黍（*Panicum maximum*），取決於不同地區。

3. 案例研究背景

該研究的目的是透過「慣行」管理和「永續」管理進行比較，以評估以增加土壤碳輸在過去的幾十年裡，阿根廷的土地利用和農業系統管理經歷了重要轉變。與牧草輪作的農業逐漸被連續耕作所取代，頻繁輪作種植大豆和冬季休耕（Milesi Delaye et al., 2013; Domínguez and Rubio, 2019），因此低殘體返回土壤。在該國的半乾旱、亞潮濕和亞熱帶地區，以犧牲草原、原生林和其他自然資源為代價的激烈擴張農業 Volante et al., 2012）。目前，查科潘比（Chaco-Pampean）地區的土壤顯示出的土壤有機碳水準為處女土（virgin soil）含量的 40~70%（Alvarez and Steinbach, 2009; Sainz Rozas, Echeverria and Angelini, 2011; Milesi Delaye et al., 2013）。最近的研究也指出，由於養分攝取的增加和較低的重新定位標準，土壤養分水準出現了負平衡。磷的庫存量是處女土的 25~60%，且過去的 10 年裡，以介於 1.6~4.4 公斤 / 公頃 / 年間的速度一直穩定下降 （Sainz Rozas, 2019）。與此同時，國家研究機構、推廣機構和農民協會在過去 10 年中進行廣泛的研究，以促進使用平衡和適當的肥料使用策略、混合輪作和覆蓋作物，以穩定或提高農田的作物產量、殘體返回和土壤有機碳庫存。本研究個案總結了許多現有的研究，包括總共 87 個實地試驗（圖 20a）。根據政府間氣候變化專門委員會的氣候分類（IPCC, 2019），本研究考慮的地點的氣候條件為年均降雨量 550~1200 毫米，年均溫度14~22℃ 涵蓋暖溫帶乾旱、暖溫帶濕潤、熱帶乾旱和熱帶濕潤氣候帶。該研究涵蓋了不同的土綱（soil order）（美國農業部土壤分類，USDA Soil Taxonomy）：旱境土（Aridisols）、淋溶土（Alfisols）、新成土（Entisol）、黑沃土（Mollisols）和膨轉土（Vertisols）；0~30 公分的土壤有機碳含量為 23.8~96.5 噸碳 / 公頃不等。

4. 擴大規模的可能性

此統合分析記錄了在不同的氣候和土壤條件下，可以成功實施以土壤有機碳為目的的措施。在不同地區，農民逐漸開始採用這種措施，尤其是在過去的五年。覆蓋作物的使用正在迅速擴大，主要是作為一種雜草控制策略，在部分地區，目前約有 12% 的農業面積種植了覆蓋作物。在全國範圍內，只有 2% 的面積將覆蓋作物作為常規做法（AACREA, 2020）。需要積極和針對特定地點的農場研究和推廣，讓農民做為主要參與者，以擴大這些成果，並鼓勵大規模採用這些措施。

5. 對土壤有機碳庫存的衝擊

與往常措施下所測得的「二氧化碳排放基線」（business as usual, BAU）相比，以增加土壤中的碳回饋措施增加了土壤有機碳的固存（圖 20b）。在所有的實驗中，觀察到平均土壤有機碳固存率為 0.49 噸碳 / 公頃 / 年（±0.04，標準誤差）。透過增加肥料的使用來提高養分有效性、作物生長和殘體返回，顯示了最低的固存率：約 0.18 噸碳 / 公頃 / 年（±0.03）。覆蓋作物顯示平均土壤有機碳固存率為 0.45 噸碳 / 公頃 / 年（±0.03）。在輪作中加入多年生牧草，平均土壤有機碳固存率為 0.76 噸碳 / 公頃 / 年（±0.03），顯示出增加土壤有機碳庫存的最大潛力。土壤有機碳固存的結果在不同的措施中也會不同（圖 20b），尤其是在覆蓋作物和牧草的情況下。也觀察到了負值，這意味著在特定情況下，土壤的碳輸入和土壤有機碳固存都低於二氧化碳排放基線。在降水量極低的年份，用水量較大的輪作（如包括覆蓋作物）的水分有效性較低，可能是這些差異的原因。暖溫帶濕潤氣候條件下的地區，土壤有機碳固存率高於熱帶乾燥或溫帶乾燥氣候條件地區（表 117），可能是因為降水量較少導致生物質生產較低。在 0~30 公分深的基準線土壤有機碳含量介於 45~55 噸碳 / 公頃之間的土壤中也觀察到較高的固存率。在乾燥環境中，0~30 公分深的土壤有機碳庫存相對較低的土壤（小於 40 噸碳 / 公頃），或 0~30公分深土壤有機碳庫存極高的土壤（大於 80 噸碳 / 公頃）所顯示的土壤有機碳固存率較低。總體而言，在實驗結束時，永續性土壤管理措施使土壤有機碳總庫存平均增加了 6.8%。肥料使用量較高時，土壤有機碳總庫存增加 2.7%，使用覆蓋作物時增加 4.8%，而在輪作中使用多年生牧草時則增加 10.2%。

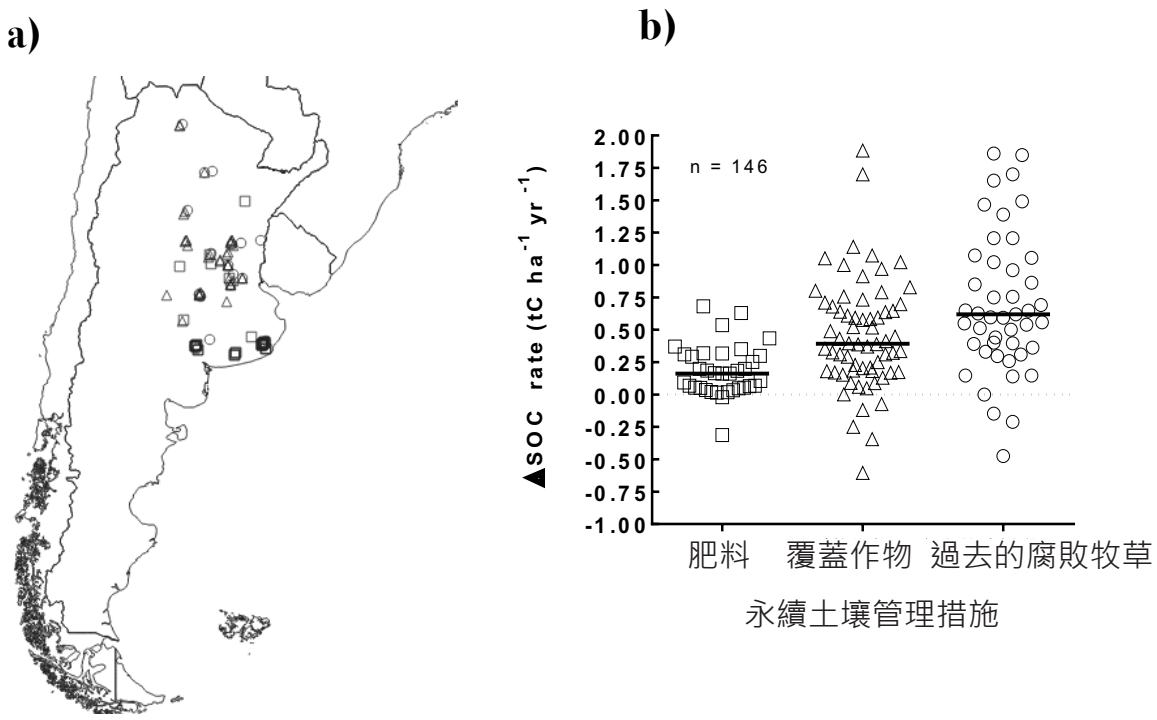


圖 20.（a）本研究案例中考慮的實地實驗的地理分佈情況

（b）顯示三種措施所觀察到的土壤有機碳年固存率：使用肥料（正方形）、覆蓋作物（三角形）和將多年生牧草納入輪作（圓形）每個符號代表一組成對的比較（措施與往常措施下所測得的二氧化碳排放基線相比）。水平線代表每種措施觀察到的中位數。

資料來源：Guillermo Peralta, Rodolfo Gil, Belén Agosti, Martin Aciar, Miguel Taboada, Federico Gómez, Matías Schrauf

表 117. 阿根廷不同氣候帶和土壤類型的肥料使用、覆蓋作物和在農業輪作中加入多年生牧草的結果

顯示每個措施的平均結果（±1 個標準誤差）

	政府間氣候變化專門委員會氣候帶	土壤類型	0~30 公分深的基準線碳庫存（噸碳 / 公頃）	0~30 公分深的額外的碳儲量（噸碳 / 公頃 / 年）	持續時間（年）	參考文獻
肥料使用	暖溫帶乾燥氣候	石化聚鈣老育暫乾黑沃土（Petrocalcic Paleustoll）	37.14	0.05	21	Krüger, Zilio and Frolla (2017)
	暖溫帶乾燥氣候	石化聚鈣老育暫乾黑沃土	46.99	0.59	3	Frasier, Quiroga and Noellemeyer (2016)
	暖溫帶濕潤氣候	石化聚鈣老育濕潤黑沃土（Petrocalcic Paleudoll）	73.52	0.09	11	Landriscini *et al.* (2018)
	暖溫帶濕潤氣候	典型黏聚濕潤黑沃土（Typic Argiudoll）	50.31	0.24	3	Gudelj *et al.* (2017)
	暖溫帶濕潤氣候	典型黏聚濕潤黑沃土	45.94	0.09	13	Cazorla *et al.* (2017)
	暖溫帶濕潤氣候	典型黏聚濕潤黑沃土	102.39	0.03	7	Domínguez *et al.* (2009)
	暖溫帶濕潤氣候	典型黏聚濕潤黑沃土	93.32	0.31	11	Studdert and Echeverría (2000)
	暖溫帶濕潤氣候	簡育栗鈣土（Haplic Kastanozem）	29.27	0.5	18	Duval, Martinez and Galantini (2020)
	暖溫帶濕潤氣候	新成簡育濕潤黑沃土（Entic Hapludoll）	52.89	0.38	15	Miglierina *et al.* (2000)
	暖溫帶濕潤氣候	石化聚鈣砂質黑沃土	79.06	0.17	6	Fabrizzi, Moron and García (2003)
	暖溫帶濕潤氣候	典型黏聚濕潤黑沃土	55.88	0.05	6	Restovich *et al.* (2019)
	熱帶濕潤氣候	浸水膨轉黏聚濕潤黑沃土（Aquertic Argiudoll）	27.88	0.16	8	Mieres (2017)
	肥料使用：所有實驗		51.4（±1.55）	0.18（±0.03）		

	政府間氣候變化專門委員會氣候帶	土壤類型	0~30 公分深的基準線碳庫存（噸碳 / 公頃）	0~30 公分深的額外的碳儲量（噸碳 / 公頃 / 年）	持續時間（年）	參考文獻
覆蓋作物	暖溫帶乾燥	新成簡育暫乾黑沃土（Entic Haplustoll）	37.00~41.00	0.05~0.11	19	Álvarez, Giubergia and Basanta (2017)
	暖溫帶乾燥	新成簡育暫乾黑沃土	36.84~40.68	0.13~0.17	13	Álvarez (2011)
	暖溫帶乾燥	石化聚鈣老育濕潤黑沃土（Paleudol petrocálcico）	46.99	1.42	3	Frasier, Quiroga and Noellemeyer (2016)
	暖溫帶乾燥	新成簡育暫乾黑沃土	39.2~42.2	0.18~0.21	5	Peralta, Molina and Solfanelli (2020)
	暖溫帶乾燥至濕潤	黏聚濕潤黑沃土（Argiudoll）- 簡育濕潤黑沃土（Hapludoll）- 暫乾砂質新成土（Ustipsaments）	30.76~48.88	-0.07~1.02	2~15	Álvarez *et al.* (2016)
	暖溫帶濕潤	典型簡育濕潤黑沃土（Typic Hapludoll）	35.81	0.09	10	Constantini (2016)
	暖溫帶濕潤	典型黏聚濕潤黑沃土	45.88	0.2	13	Cazorla *et al.* (2017)
	暖溫帶濕潤	黏聚高色度濕潤膨轉土（Argic Chromudert）	59.6	3.90	3	Girard *et al.* (2018)
	暖溫帶濕潤	浸水黏聚濕潤黑沃土（Aquic Argiudoll）	68.2~74.6	-0.85~1.00	2	Novelli, Caviglia and Piñeiro (2017)
	暖溫帶濕潤	典型黏聚濕潤黑沃土	50.95	0.32	5	Duval *et al.* (2016)
	暖溫帶濕潤	典型簡育濕潤黑沃土	47.79	0.26	4	Varela *et al.* (2010)
	暖溫帶濕潤	典型黏聚濕潤黑沃土	30.2~34.05	0.18~0.68	8	Romaniuk *et al.* (2018)
	暖溫帶濕潤	典型黏聚濕潤黑沃土	53.69	0.48	6	Restovich *et al.* (2019)
	暖溫帶濕潤	典型 / 膨轉黏聚濕潤黑沃土	48.05~73.08	0.33~1.07	6	Agosti, Peralta and Gil (2014); Agosti, Coyos and Gil (2020)
	熱帶乾燥	典型簡育暫乾淋溶土（Typic Haplustalf）	46.6	0.18	3	Gil (2008)
	熱帶乾燥	典型 / 黏聚簡育暫乾淋溶土（Typic / Argic Haplustalfs）	37.2	0.01~0.25	3	Gil, Peralta and Aciar (2016)
	覆蓋作物：所有實驗		51.73（±1.49）	0.45（±0.05）		

	政府間氣候變化專門委員會氣候帶	土壤類型	0~30 公分深的基準線碳庫存（噸碳／公頃）	0~30 公分深的額外的碳儲量（噸碳／公頃／年）	持續時間（年）	參考文獻
牧草輪作	暖溫帶乾燥	石化聚鈣老育濕潤黑沃土	37.38	0.31	7	Krüger, Zilio and Frolla (2017)
	暖溫帶乾燥	新成簡育濕潤黑沃土	42.2	0.36	8	Peralta, Molina and Solfanelli (2020)
	暖溫帶濕潤	典型簡育濕潤黑沃土	35.81	0.62	10	Constantini (2016)
	暖溫帶濕潤	典型黏聚濕潤黑沃土	46.04	0.51	13	Cazorla *et al.* (2017)
	暖溫帶濕潤	黏聚低色度濕潤膨轉土（Argic Pelludert）	67.7	<0.01	7	De Battista *et al.* (2017)
	暖溫帶濕潤	典型簡育濕潤黑沃土	46.32	0.21	12	Díaz-Zorita, Duarte and Grove (2002)
	暖溫帶濕潤	典型簡育濕潤黑沃土	48.29	0.23	10	Zanettini, Barraco and Díaz-Zorita (2017)
	暖溫帶濕潤	典型黏聚濕潤黑沃土	94.3	0.94	17	Studdert, Echeverría and Casanovas (1997)
	暖溫帶濕潤	簡育栗鈣土	32.63	0.14	23	Duval, Martinez and Galantini (2020)
	暖溫帶濕潤	新成簡育濕潤黑沃土	55.76	0.52	15	Miglierina *et al.* (2000)
	暖溫帶濕潤	典型黏聚濕潤黑沃土	45.02	2.05	7	Álvarez *et al.* (1998)
	暖溫帶濕潤	浸水黏聚濕潤黑沃土	66.6	2.72	6	Novelli *et al.* (2013)
	暖溫帶濕潤	典型簡育濕潤膨轉土（Typic Hapludert）	71.6	1.86	6	Novelli *et al.* (2013)
	暖溫帶濕潤	典型／膨轉黏聚濕潤黑沃土	48.05~73.08	0.54~0.85	6	Agosti, Peralta and Gil (2014); Agosti, Coyos and Gil (2020)
	熱帶乾燥	典型簡育暫乾黑沃土（Typic Haplustoll）	51.02	0.33	6	Osinaga, Álvarez, and Taboada (2018)
	熱帶乾燥	典型簡育暫乾淋溶土	46.6	0.62	5	Gil, Peralta and Aciar (2016)
	熱帶乾燥	典型簡育暫乾淋溶土	37.2	0.55	8	Gil, Peralta and Aciar (2016)
	牧草輪作：所有實驗		47.50（±1.23）	0.76（±0.09）		

6. 該措施的其他效益

6.1. 改善土壤性質

覆蓋作物或多年生牧草的加入促進了根系、微生物和土壤生物更高且持續的活性（Acosta-Martinez et al., 2007; Lundgren and Fergen, 2010; Franzluebbers et al., 2014; O'Dea et al., 2015）。這些措施已被證明可以改善土壤結構，反映在團粒穩定性、總孔隙率、大孔隙率、導水度（hydraulic conductivity）、水分滲透和土壤容積密度的降低（Villamil et al., 2006; Álvaro-Fuentes et al., 2008; Calonego and Rosolem, 2010; Novelli, Caviglia and Melchiori, 2011; Novelli et al., 2013; Novelli, Caviglia and Piñeiro, 2017）。

6.2. 最小化對土壤功能的威脅

表 118. 土壤威脅

土壤威脅	
土壤侵蝕	覆蓋作物和適當管理的牧場（優化放牧或割草頻率和強度）可以增加全年的土壤覆蓋，減少風蝕和水蝕（De Baets et al., 2011）。
養分的失衡和循環	平衡和審慎的肥料使用策略可以補充作物攝取的養分，並維持土壤肥力（Abril et al., 2007）。覆蓋作物或牧草中的豆科植物從大氣中固定氮，可以增加土壤中的整體氮供應（Miglierina et al., 2000）。殘體中的氮逐漸被釋放，使流失最小化。根系、大型、中型和微生物的持續活動增加，也有利於養分循環（Barea et al., 2005）。深根物種可以作為「增益作物」（catch crops，譯註：在連續種植的主要作物之間生長的作物，可幫助雜草管理和改善養分），從土壤深層吸收養分，並增加養分在表層的有效性（Vos and Van der Putten, 2004）。
土壤鹽化和鹼化	透過增加土壤的殘體敷蓋、適當管理的牧場和覆蓋作物，可以減少水的蒸發和毛細上升（capillary rise），減少鹽化的風險（Gabriel, Vanclooster and Quemada, 2014）。覆蓋作物和牧場中更大取水量（water extraction）將有助於維持較低的地下水位，阻止受鹽化影響地區的鹽度發展（Gabriel, Vanclooster and Quemada, 2014）。
土壤汙染	作物–牲畜整合系統和覆蓋作物可以減少除草劑的使用（Dabney, Delgado and Reeves, 2001; Dhima et al., 2006）。
土壤酸化	增加土壤中的碳投入已被證明可以增加有機質含量，提高陽離子交換能力，降低交換性鈉百分比（exchangeable sodium percentage, ESP），並降低鹼土（sodic soil）的 pH 值（Diacono and Montemurro, 2015）。

土壤威脅	
土壤生物多樣性損失	多樣化的作物輪作和土壤碳輸入的增加，可以促進土壤中更有利的碳氮比，促進更高的生質量和微生物多樣性。一般來說，土壤中的生物多樣性不只有微生物（Acosta-Martínez et al., 2007; Lundgren and Fergen, 2010）。
土壤壓實	軸根物種的覆蓋作物和牧草，可以在特定條件下緩解土壤壓實。高殘體覆蓋可以減少農業機械的壓應力（compressive stress）（Sasal, Castiglioni and Wilson, 2010）。透過增加殘體覆蓋和團粒穩定性，覆蓋作物和管理得當的牧場可以減少土壤密封和板狀構造（platy structure）（譯註：指呈薄片水平狀的平行排列），尤其是在表層坋土含量高的土壤中（Sasal, Castiglioni and Wilson, 2010）。
土壤水分管理	如果管理得當，農業輪作中的覆蓋作物和牧草可以促進更高的用水量，減少逕流和深層滲漏（percolation）過程，並提高整體用水效率（Sasal, Castiglioni and Wilson; Andrade et al., 2015）。適當的肥料使用可以提高作物產量，以及殘體可以提高每毫米蒸發散的水回到土壤中（Grassini, Hall and Mercau, 2009）。因此，藉由這些措施，可以預期每毫米的有效水帶來更高的年度碳投入。

6.3. 產量增加（如食物、燃料、飼料、木材）

適當的肥料使用可以增加糧食產量和殘體回到農業系統。多樣化的作物輪作和土壤碳投入的增加，使糧食產量更加穩定，從而減少經濟作物產量的逐年變化。

6.4. 緩解和適應氣候變遷

在輪作中加入多樣化的覆蓋作物和混合牧草（豆科植物和草類）已被證明可以促進土壤有機碳固存，以及降低土壤中二氧化碳的流失，並減少肥料中的氮施用，從而減少氧化亞氮的排放。總體而言，在多樣化的耕作系統中，二氧化碳當量溫室氣體排放減少了 10~70%。

6.5. 社會經濟效益

使用豆科覆蓋作物可以降低輪作中的氮肥成本，以及休耕時的除草劑成本。減少農業化學品的使用可降低附近城市地區的地下水污染和農藥噴霧漂移風險。

7. 該措施的潛在缺點

7.1. 權衡對土壤功能的其他威脅

表 119. 土壤威脅

土壤威脅	
土壤侵蝕	如果管理不當，過度放的牧場，或牲畜過度啃食作物殘體，可能會導致較低的土壤覆蓋率（Villamil, Amiotti and Peinemann, 2001）。
養分的失衡和循環	如果這些措施不符合適當的肥料使用策略，更密集的作物輪作，尤其是與畜牧生產相結合時，可能會增加養分攝取（Sainz Rozas, 2019）。
土壤鹽化和鹼化	不當使用特定的礦質肥料可能會增加土壤鹽分，尤其是已經受鹽化影響的土壤（Postiglione, 2002）。
土壤沾染 / 汙染	不適當和過度使用特定礦質肥料可能會增加地下水汙染的風險（Perez et al., 2003）。
土壤酸化	銨態肥料使用不當可能會增加土壤酸化過程（Schroder et al., 2011）。如果管理不當，在更集約化的輪作中，若與畜牧業生產相結合，失衡的養分管理策略可能會引起更多的陽離子攝取和土壤 pH 值降低（Sainz Rozas, 2019）。
土壤壓實	如果管理不當，重型機械或牛群在潮濕的土壤上踐踏，可能會引起壓實（Frolla et al., 2018）。
土壤水分管理	必須監測和控制覆蓋作物的耗水量，以避免對經濟作物產生不利影響，尤其是乾燥的氣候條件和保水力低的土壤（Appelgate et al., 2017）。

7.2. 溫室氣體排放量增加

在氮肥施用量高的系統中溫室氣體排放量可能更大，這與更多的氧化亞氮排放量有關（Kahrl et al., 2010），特別是在完全依賴施用礦物氮的失衡輪作中（如草或穀物的高頻率輪作，和少量豆科植物的加入）。肥料的氮源、比例、時間和位置，以及硝化作用（nitrification）和尿素酶抑制劑（urease inhibitor）的使用已被證明可以顯著減少氧化亞氮排放，應在施肥策略中考慮的其他因素。在混合系統中，牛的腸道甲烷和其他溫室氣體排放可能是總排放量的重要來源。這些排放將取決於飼料消化率（digestibility）、放養率和牛的管理措施等因素。

7.3. 產量減少（如食物、燃料、飼料、木材、纖維）

如果不考慮適當的管理措施，覆蓋作物的水分和養分消耗可能會對經濟作物的產量產生不利影響，尤其是在乾燥的氣候條件下（Appelgate et al., 2017; Marcillo and Miguez, 2017）。

8. 實行該措施前的建議

根據《國際肥料永續使用和管理行為準則》（International Code of Conduct for the Sustainable Use and Management of Fertilizers（FAO, 2019），應遵循土壤採樣和作物養分需求，考慮施用方法、來源、比例、放置地點和時機來施行均衡的肥料使用策略。應盡可能考慮使用硝化作用和尿素酶抑制劑。

包含覆蓋作物在內的輪作應多樣化，包括豆科植物、穀物和其他物種，以減少對礦質肥料的氮需求，並減少農藥使用。對覆蓋作物的水分和養分消耗應進行監測和適當管理（如終止時間），以避免後續經濟作物的減產，尤其是乾燥的氣候條件、保水力低的土壤，或低肥力的土壤。在混合系統中應對牧場和草料實施適當的放牧或修剪強度和頻率。

9. 採用該措施的潛在障礙

表 120. 採用該措施的潛在障礙

障礙	有 / 無	
生物物理	有	如果管理不當，覆蓋作物的耗水可能對經濟作物產生不利影響，尤其是在乾燥的氣候條件下（Appelgate et al., 2017; Marcillo and Miguez, 2017）。
文化 / 社會	有	更多樣化的作物系統需要更多的勞動力（Lalani et al., 2016）。在部分地區，適任的合格人員可能是限制因素之一。
經濟	有	在輪作中引入覆蓋作物時，勞動力和變動成本都比較高（播種、種子）。其他成本（如除草劑或肥料的使用）的減少所帶來的經濟效益，

障礙	有 / 無	
		應該勝過實施這些策略的成本，以利於大規模採用（Lalani et al., 2016）。畜牧設施（如圍欄、供水設施）可能已被拆除（在轉換為連續耕作之後；如 Viglizzo et al., 2011）或可能無法使用。
知識	有	為了擴大成果，尤其是在亞熱帶和暖溫帶的乾燥環境中，需要積極和因地制宜的農場研究和推廣，讓農民成為關鍵的參與者。

照片

照片 57. 阿根廷（Ines Indart）的拉瑪蒂爾德（La Matilde），採用永續性土壤管理措施（連續的覆蓋作物）七年後，土壤的有機碳庫存增加，並改善了土壤結構

照片 58. 阿根廷薩爾塔省拉斯拉吉塔斯（Las Lajitas），在亞熱帶氣候下將多年生牧草納入輪作

照片 59. 在輪作中使用覆蓋作物，圖片：阿根廷薩爾托（Salto），作為覆蓋作物的毛野碗豆（hairy vetch）

照片 60. 阿根廷科爾多瓦（Córdoba），耶穌瑪麗亞（Jesús María），在輪作中加入覆蓋作物；生長在玉米殘體下的黑麥覆蓋作物

參考文獻

Abril, A., Baleani, D., Casado-Murillo, N. & Noe, L. 2007. Effect of wheat crop fertilization on nitrogen dynamics and balance in the Humid Pampas, Argentina. *Agriculture, ecosystems & environment*, 119(1-2): 171-176. https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.07.005

Acosta-Martinez, V., Mikha, M.M. & Vigil, M.F. 2007. Microbial communities and enzyme activities in soils under alternative crop rotations compared to wheat–fallow for the Central Great Plains. *Applied Soil Ecology*, 37(1-2): 41-52. https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2007.03.009

Andrade, J.F., Poggio, S.L., Ermácora, M. & Satorre, E.H. 2015. Productivity and resource use in intensified cropping systems in the Rolling Pampa, Argentina. *European Journal of Agronomy*, 67: 37-51. https://doi.org/10.1016/j.eja.2015.03.001

Asociación Argentina de Consorcios Regionales de Experimentación Agrícola – AACREA. 2020. *Relevamiento DAT CREA* [online]. [Cited 31 January 2020]. https://www.crea.org.ar/litoral-sur-lidera-el-ranking-de-siembra-de-cultivos-de-servicio/

Agosti, M.B., Peralta, G.E. & Gil, R. 2014. Vicia villosa como cultivo de cobertura en el sur de Santa Fe. *In Proceedings of XXIV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo*.

Agosti, B., Coyos, T. & Gil., R. 2020. *Intensificación Agrícola. Informe Final de Resultados Chacra AAPRESID Regional Pergamino-Colón.* Technical Report AAPRESID. 52 pp. (also available at: https://www.aapresid.org.ar/sistemachacras/)

Álvarez, C. 2011. *Secuestro de carbono y nitrógeno y emisiones de óxido nitroso del suelo bajo diferentes sistemas de labranza y secuencias de cultivo en la región semiárida pampeana Argentina*. Magister Thesis, Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires.

Álvarez, C., Barraco M., Cazorla, C., Colazo, J.C., de Dios Herrero, J., Lardone, A., Girón, P., Restovich, S. & Rillo, S. 2016. Mejora de propiedades edáficas con inclusión de cultivos de cobertura en agroecosistemas pampeanos. *In* Méndez D. (Ed.), *Memoria técnica 2015-2016*. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, pp. 47-50.

Álvarez, C., Giubergia, J.P. & Basanta, M. 2017. Labranzas y secuencias de cultivos en la Región Central de Córdoba: efecto sobre el rendimiento y propiedades físicas del suelo. *In* Salvagiotti, F., Krüger, H., Studdert, G. (Eds.), *Ensayos de larga duración en Argentina: un aporte al logro de sistemas agrícolas sustentables*, Ediciones INTA, pp 95-114.

Álvarez, C.R., Álvarez, R., Grigera, M.S. & Lavado, R.S. 1998. Associations between organic matter fractions and the active soil microbial biomass. *Soil Biology and Biochemistry*, 30: 767-773.

Álvarez, R. & Steinbach, H.S. 2009. A review of the effects of tillage systems on some soil physical properties, water content, nitrate availability and crops yield in the Argentine Pampas. *Soil and Tillage Research*, 104(1): 1-15. https://doi.org/10.1016/j.still.2009.02.005

Álvaro-Fuentes, J., Arrúe, J.L., Gracia, R. & López, M.V. 2008. Tillage and cropping intensification effects on soil aggregation: Temporal dynamics and controlling factors under semiarid conditions. *Geoderma*, 145(3-4): 390-396. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2008.04.005

Appelgate, S.R., Lenssen, A.W., Wiedenhoeft, M.H. & Kaspar, T.C. 2017. Cover crop options and mixes for upper midwest corn–soybean systems. *Agronomy Journal*, 109(3): 968-984. https://doi.org/10.2134/agronj2016.08.0453

Barea, J.M., Azcón, R. & Azcón-Aguilar, C. 2005. Interactions between mycorrhizal fungi and bacteria to improve plant nutrient cycling and soil structure. *In* Varma, A., Buscot, F. (eds) *Microorganisms in Soils: Roles in Genesis and Functions*. Soil Biology, vol 3. Springer, Berlin, Heidelberg. https://doi.org/10.1007/b137872

Berhongaray, G., Alvarez, R., De Paepe, J., Caride, C., & Cantet, R. 2013. Land use effects on soil carbon in the Argentine Pampas. *Geoderma*, 192: 97-110. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2012.07.016

Calonego, J.C. & Rosolem, C.A. 2010. Soybean root growth and yield in rotation with cover crops under chiseling and no-till. *European Journal of Agronomy*, 33(3): 242-249. https://doi.org/10.1016/j.eja.2010.06.002

Cazorla, C.R., Cisneros, J.M., Moreno, I.S. & Galarza, C.M. 2017. Mejora en el carbono del suelo y estabilidad de agregados por fertilización y cultivos de cobertura. *Ciencia del suelo*, 35: 301-313.

Constantini, A., Lardone, A., Romaniuk, R. & Taboada, M. 2016. ¿El cultivo de cobertura incrementa significativamente el contenido de carbono de los suelos? *In Memoria Técnica INTA 2015-2016*, INTA, pp. 45-46. (also available at: https://inta.gob.ar/sites/default/files/inta_mt2016_costantini_cc_carbono_suelos.jpg)

Dabney, S.M., Delgado, J.A. & Reeves, D.W. 2001. Using winter cover crops to improve soil and water quality. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, *32*(7-8): 1221-1250.

De Baets, S., Poesen, J., Meersmans, J. & Serlet, L. 2011. Cover crops and their erosion-reducing effects during concentrated flow erosion. *Catena*, *85* (3): 237-244. https://doi.org/10.1016/j.catena.2011.01.009

de Battista, J.J., Benintende, M., Benintende, S., Wilson, M., Arias, N., Rodríguez, H., Cerana, J. & Muller, H. 2017. Rotaciones con arroz y parámetros de calidad de suelo en el centro de Entre Ríos. *In* Salvagiotti, F., Krüger, H., Studdert, G. (Eds.). *Ensayos de larga duración en Argentina : un aporte al logro de sistemas agrícolas sustentables*, Ediciones INTA, pp 167-180.

Dhima, K.V., Vasilakoglou, I.B., Eleftherohorinos, I.G. & Lithourgidis, A.S. 2006. Allelopathic potential of winter cereals and their cover crop mulch effect on grass weed suppression and corn development. *Crop science*, *46*(1): 345-352. https://doi.org/10.2135/cropsci2005-0186

Diacono, M. & Montemurro, F. 2015. Effectiveness of organic wastes as fertilizers and amendments in salt-affected soils. *Agriculture*, *5*(2): 221-230. https://doi.org/10.3390/agriculture5020221

Díaz-Zorita, M., Duarte, G.A. & Grove, J.H. 2002. A review of no-till systems and soil management for sustainable crop production in the subhumid and semiarid Pampas of Argentina. *Soil and Tillage Research*, 65: 1-18. https://doi.org/10.1016/S0167-1987(01)00274-4

Domínguez, G.F., Diovisalvi, N.V., Studdert, G.A. & Monterubbianesi, M.G. 2009. Soil organic C and N fractions under continuous cropping with contrasting tillage systems on Mollisols of the southeastern Pampas. *Soil and Tillage Research*, 102: 93-100. https://doi.org/10.1016/j.still.2008.07.020

Domínguez, J. & Rubio, G. 2019. Agriculture. In: Rubio, G., Lavado, R.S., Pereyra, F.X. (Eds.), *The Soils of Argentina*. Springer International Publishing, Cham, pp. 209–238. https://doi.org/10.1007/978-3-319-76853-3

Duval, M.E., Galantini, J.A., Capurro, J.E. & Martinez, J.M. 2016. Winter cover crops in soybean monoculture: Effects on soil organic carbon and its fractions. *Soil and Tillage Research*, 161: 95-105. https://doi.org/10.1016/j.still.2016.04.006

Duval, M.E., Martinez, J.M. & Galantini, J.A. 2020. Assessing soil quality indices based on soil organic carbon fractions in different long-term wheat systems under semiarid conditions. *Soil Use and Management*, *36*(1): 71-82. https://doi.org/10.1111/sum.12532

Fabrizzi, K.P., Moron, A. & García, F.O. 2003. Soil carbon and nitrogen organic fractions in degraded vs. non-degraded Mollisols in Argentina. *Soil Science Society of America Journal*, 67: 1831-1841. https://doi.org/10.2136/sssaj2003.1831

FAO. 2019. *Measuring and modelling soil carbon stocks and stock changes in livestock production systems – Guidelines for assessment. Version 1* –. Rome. 152 pp.

Franzluebbers, A.J., Sawchik, J. & Taboada, M.A. 2014. Agronomic and environmental impacts of pasture–crop rotations in temperate North and South America. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 190: 18-26. https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.09.017

Frasier, I., Quiroga, A. & Noellemeyer, E. 2016. Effect of different cover crops on C and N cycling in sorghum NT systems. *Science of The Total Environment*, 562: 628-639. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.04.058

Frolla, F., Aparicio, V., Costa, J.L. & Krüger, H. 2018. Soil physical properties under different cattle stocking rates on Mollisols in the Buenos Aires Province, Argentina. *Geoderma Regional*, *14*: e00177. https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2018.e00177

Gabriel, J.L., Vanclooster, M. & Quemada, M. 2014. Integrating water, nitrogen, and salinity in sustainable irrigated systems: Cover crops versus fallow. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, *140*(9): A4014002. https://doi.org/10.1061/(ASCE)IR.1943-4774.0000696

Gil, R. 2008. *Technical Report. Grupo La Paloma. Technical Workshop*. Charata, Chaco, March 3, 2008. (unpublished).

Gil, R., Peralta, G. & Aciar, M. 2016. *Manejo sustentable de sistemas productivos en la región del umbral al chaco Informe Final del Proyecto Suelos Grupo de productores Lajitas*. Technical Report INTA –GRUPO LAJITAS-UNSA (Eds.). 184 pp.

Girard, R., Eclesia, R.P., Ojeda, J.J., Piñeiro, G. & Caviglia, O. 2018. La inclusión de cultivos de servicio para uso forrajero. ¿Afecta el carbono de suelo? *In Proceedings of XXVI Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Ciudad Autónoma de Buenos Aires*. pp. 1067-1071.

Grassini, P., Hall, A.J. & Mercau, J.L. 2009. Benchmarking sunflower water productivity in semiarid environments. *Field Crops Research*, 110(3): 251-262. https://doi.org/10.1016/j.fcr.2008.09.006

Gudelj, V., Ghío, H., Gudelj, O., Lorenzon, C., Conde, B., Ioele, J.P., Galarza, C., Vallone, P., Tamburrini, P. & García, F. 2017. Evaluación de reposición de nutrientes en experimentos de larga duración del Sudeste de Córdoba. *In* Salvagiotti, F., Krüger, H., Studdert, G. (Eds.), *Ensayos de larga duración en Argentina: un aporte al logro de sistemas agrícolas sustentables*, Ediciones INTA, pp 115-144.

IPCC. 2019. *Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Agriculture, Forestry and Other Land Use. IPCC (advance version)*. https://www.ipcc.ch/report/2019-refinement-to-the-2006-ipcc-guidelines-for-national-greenhouse-gas-inventories/

Kahrl, F., Li, Y., Su, Y., Tennigkeit, T., Wilkes, A. & Xu, J. 2010. Greenhouse gas emissions from nitrogen fertilizer use in China. *Environmental Science & Policy*, *13*(8): 688-694. https://doi.org/10.1016/j.envsci.2010.07.006

Krüger, H.R., Zilio, J.P. & Frolla, F.D. 2017. Secuencias de cultivos con trigo en el Sud Oeste Bonaerense. *In* Salvagiotti, F., Krüger, H., Studdert, G. (Eds.), *Ensayos de larga duración en Argentina: un aporte al logro de sistemas agrícolas sustentables*, Ediciones INTA, pp 339-360.

Landriscini, M.R., Galantini, J.A, García, R. & Forján, H. 2018. Distribución de las fracciones orgánicas y disponibilidad de nitrógeno en un suelo del sudeste bonaerense. *In Actas XXVI Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo*, Ciudad Autónoma de Buenos Aires, 2018, pp. 158-163.

Lalani, B., Dorward, P., Holloway, G. & Wauters, E. 2016. Smallholder farmers′ motivations for using conservation agriculture and the roles of yield, labour and soil fertility in decision making. *Agricultural Systems*, *146*: 80-90. https://doi.org/10.1016/j.agsy.2016.04.002

Lundgren, J.G. & Fergen, J.K. 2010. The effects of a winter cover crop on Diabrotica virgifera (Coleoptera: Chrysomelidae) populations and beneficial arthropod communities in no-till maize. *Environmental Entomology*, 39(6): 1816-1828. https://doi.org/10.1603/EN10041

Marcillo, G.S. & Miguez, F.E. 2017. Corn yield response to winter cover crops: An updated meta-analysis. *Journal of Soil and Water Conservation*, 72(3): 226-239. https://doi.org/10.2489/jswc.72.3.226

Mieres, L. 2017. Agricultura intensificada en siembra directa y convencional en el norte de Santa Fe. *In* Salvagiotti, F., Krüger, H., Studdert, G. (Eds.), *Ensayos de larga duración en Argentina: un aporte al logro de sistemas agrícolas sustentables*, Ediciones INTA, pp 83-94.

Miglierina, A.M., Iglesias, J.O., Landriscini, M.R., Galantini, J.A. & Rosell, R.A. 2000. The effects of crop rotation and fertilization on wheat productivity in the Pampean semiarid region of Argentina. 1. Soil physical and chemical properties. *Soil and Tillage Research*, 53: 129-135. https://doi.org/10.1016/S0167-1987(99)00096-3

Milesi Delaye, L.A., Irizar, A.B., Andriulo, A.E. & Mary, B. 2013. Effect of continuous agriculture of grassland soils of the Argentine Rolling Pampa on soil organic carbon and nitrogen. *Applied and Environmental Soil Science*. https://doi.org/10.1155/2013/487865

Novelli, L.E., Caviglia, O.P. & Melchiori, R.J.M. 2011. Impact of soybean cropping frequency on soil carbon storage in Mollisols and Vertisols. *Geoderma*, 167: 254-260. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2011.09.015

Novelli, L.E., Caviglia, O.P., Wilson, M.G. & Sasal, M.C. 2013. Land use intensity and cropping sequence effects on aggregate stability and C storage in a Vertisol and a Mollisol. *Geoderma*, *195*: 260-267. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2012.12.013

O'Dea, J.K., Jones, C.A., Zabinski, C.A., Miller, P.R. & Keren, I.N. 2015. Legume, cropping intensity, and N-fertilization effects on soil attributes and processes from an eight-year-old semiarid wheat system. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 102(2): 179-194. https://doi.org/10.1007/s10705-015-9687-4

Novelli, L.E., Caviglia, O.P. & Piñeiro, G. 2017. Increased cropping intensity improves crop residue inputs to the soil and aggregate-associated soil organic carbon stocks. *Soil and Tillage Research*, 165: 128-136. https://doi.org/10.1016/j.still.2016.08.008

Osinaga, N.A., Álvarez, C.R., & Taboada, M.A. 2018. Effect of deforestation and subsequent land-use management on soil carbon stocks in the South American Chaco. *Soil*, 4(4): 251-257. https://doi.org/10.5194/soil-4-251-2018

Peralta, G., Molina J. & Solfanelli, P. 2020. *Evaluación de Estado de Salud de Suelos en el Norte de Córdoba. Technical Report N1.* Ed. Grupo Rio Seco Córdoba, Pp. 39. http://www.gruporioseco.com.ar

Perez, J. M. S., Antiguedad, I., Arrate, I., Garcıa-Linares, C. & Morell, I. 2003. The influence of nitrate leaching through unsaturated soil on groundwater pollution in an agricultural area of the Basque country: a case study. *Science of the Total Environment*, *317*(1-3): 173-187. https://doi.org/10.1016/S0048-9697(03)00262-6

Postiglione, L. 2002. Soil Salinization in the Mediterranean: Soils, Processes and Implications. *In* Geeson, N.A, Brandt, C.J., Thornes, J.B. (Eds). *Mediterranean Desertification: A Mosaic of Processes and Responses*. Wiley Chichester. 440 pp.

Restovich, S.B., Andriulo, A.E., Armas-Herrera, C.M., Beribe, M.J. & Portela, S. I. 2019. Combining cover crops and low nitrogen fertilization improves soil supporting functions. *Plant and Soil*, 442(1-2): 401-417. https://doi.org/10.1007/s11104-019-04205-8

Romaniuk, R., Beltrán, M., Brutti, L., Costantini, A., Bacigaluppo, S., Sainz-Rozas, H. & Salvagiotti, F. 2018. Soil organic carbon, macro-and micronutrient changes in soil fractions with different lability in response to crop intensification. *Soil and Tillage Research*, 181: 136-143. https://doi.org/10.1016/j.still.2018.04.014

Sainz Rozas, H. 2019. Relevamiento y determinación de propiedades químicas en suelos de aptitud agrícola de la región pampeana. Simposio de Fertilidad Argentina. *In Proceedings of the Simposio de Fertilidad Argentina*, 8-9 May, Rosario, Santa Fe. Argentina. (also available at: https://www.fertilizar.org.ar/subida/evento/Simposio2019/ActaSimposioFertilidad2019.pdf)

Sainz Rozas, H.R., Echeverria, H.E., & Angelini, H.P. 2011. Niveles de carbono orgánico y pH en suelos agrícolas de las regiones pampeana y extrapampeana argentina. *Ciencia del suelo*, 29(1): 29-37.

Sasal, M.C., Castiglioni, M.G. & Wilson, M.G. 2010. Effect of crop sequences on soil properties and runoff on natural-rainfall erosion plots under no tillage. *Soil and Tillage Research*, *108*(1-2): 24-29. https://doi.org/10.1016/j.still.2010.03.010

Schroder, J.L., Zhang, H., Girma, K., Raun, W.R., Penn, C.J. & Payton, M.E. 2011. Soil acidification from long-term use of nitrogen fertilizers on winter wheat. *Soil Science Society of America Journal*, *75*(3): 957-964. https://doi.org/10.2136/sssaj2010.0187

Studdert, G.A. & Echeverría, H.E. 2000. Crop rotations and nitrogen fertilization to manage soil organic carbon dynamics. *Soil Science Society of America Journal*, 64: 1496-1503. https://doi.org/10.2136/sssaj2000.6441496x

Studdert, G.A., Echeverría, H.E. & Casanovas, E.M. 1997. Crop-pasture rotation for sustaining the quality and productivity of a typic Argiudoll. *Soil Science Society of America Journal*, 61: 1466-1472. https://doi.org/10.2136/sssaj1997.03615995006100050026x

Varela, M.F., Fernández, P.L., Álvarez, C.R., Scianca, C., Rubio, G. & Taboada, M.A. 2010. Propiedades físicas que varían por la incorporación de cultivos de cobertura en Hapludoles franco arenosos. *In Proceedings: XXII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo*, Rosario, Argentina.

Viglizzo, E.F., Frank, F.C., Carreño, L.V., Jobbagy, E.G., Pereyra, H., Clatt, J. & Ricard, M.F. 2011. Ecological and environmental footprint of 50 years of agricultural expansion in Argentina. *Global Change Biology*, *17*(2): 959-973. https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02293.x

Villamil, M.B., Amiotti, N.M. & Peinemann, N. 2001. Soil degradation related to overgrazing in the semi-arid southern Caldenal area of Argentina. *Soil Science*, 166(7): 441-452. https://doi.org/10.1097/00010694-200107000-00002

Villamil, M.B., Bollero, G.A., Darmody, R.G., Simmons, F.W. & Bullock, D.G. 2006. No-Till Corn/Soybean Systems Including Winter Cover Crops. *Soil Science Society of America Journal*, 70(6): 1936–1944. https://doi.org/10.2136/sssaj2005.0350

Volante, J.N., Alcaraz-Segura, D., Mosciaro, M.J., Viglizzo, E.F. & Paruelo, J.M. 2012. Ecosystem functional changes associated with land clearing in NW Argentina. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 154: 12-22. https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.08.012

Vos, J. & Van Der Putten, P.E.L. 2004. Nutrient cycling in a cropping system with potato, spring wheat, sugar beet, oats and nitrogen catch crops. II. Effect of catch crops on nitrate leaching in autumn and winter. *Nutrient cycling in Agroecosystems*, 70(1): 23-31. https://doi.org/10.1023/B:FRES.0000049358.24431.0d

Zanettini, J.L., Barraco, M.R. & Díaz-Zorita, M. 2017. Diez años de siembra directa en un Hapludol de la Pampa arenosa con diferentes condiciones iniciales de uso. *In* Salvagiotti, F., Krüger, H., Studdert, G. (Eds.*), Ensayos de larga duración en Argentina: un aporte al logro de sistemas agrícolas sustentables*, Ediciones INTA, pp 219-234.

30. 阿根廷彭巴黑土地區藉灌注和播撒系統施用豬和牛的糞肥

Silvia Imhoff, Juan Nicolier, María Josefina Masola, María Eugenia Carrizo, Carlos Agustín Alesso, Pablo Ghiberto, Roberto Marano

Institute of Agricultural Science of Litoral (ICiAgro Litoral)-National University of Litoral (UNL)-National Council for Science and Technology (CONICET)-Faculty of Agricultural Sciences (FCA), Argentina
阿根廷國立濱海大學（UNL）濱海農業科學研究所（ICiAgro Litoral）、國家科學技術委員會（CONICET）農業科學學院（FCA）

1. 相關措施和熱點

糞肥施用；黑土

2. 案例研究說明

這項工作的目的是評估在表層（0~10 公分）注入半液態豬糞肥（swine manure），和在土壤表面施撒固態牛糞肥（cattle manure），對土壤碳的演變、氮流失、小麥（*Triticum aestivum*）（冬季）產量和小米（*Setaria italica*）（夏季）生物量的影響。實驗處理包括施用不同比例的每種糞肥類型，相當於每種作物氮需求量的 0（D0）、50%（D1）、100%（D2）和 150%（D3）。三重複實驗在完全隨機設計的相同樣區中依次進行。氣體排放測量從施用糞肥後的第二天開始，碳的測定在每個作物週期結束時進行。使用通風腔體（vented chambers）測定氧化亞氮通量，用氣相層析儀（gas chromatography）分析收集的氧化亞氮。氨氣（NH_3）的流失是用靜態的半開放腔體來測定。在 2% 的硼酸（boric acid）中蒸餾（distillation）以收集產生的氨氣，直到容量達 35 毫升。

3. 案例研究背景

實驗是在坋質壤土的典型黏聚濕潤黑沃土（黏粒 265 克 / 公斤，坋粒 705 克 / 公斤，細質砂粒 30 克 / 公斤）中進行，這是阿根廷潘帕斯地區的主要土壤之一。該農場位於阿根廷埃爾特雷博爾（El Trébol）市附近（西經 60 60°43.13'，南緯 30°10.10'，西經 43.13'，西經 30 60°43.13'，南緯 30°10.10'，南緯 10.10'）。氣候為中溫濕潤，年等雨量線（isohyet）從 900~1100 毫米不等。

最熱月份的平均最高溫度為 32℃，最冷月份的平均最低溫度為 7℃。該農場在發展農業和畜牧業活動，特別是牛和豬的集約生產時，產生了大量的糞便。實驗是在實施玉米（*Zea mays*）/ 小麥（*Triticum aestivum*）/ 大豆（*Glycine max*）/ 小麥 / 小米農業輪作的田地進行了四年。本文介紹了小麥 / 小米輪作階段（即從小麥播種前到小米收穫後）的碳庫存變化情形。這些實驗是阿根廷部門基金 2013 / 28（Fondo Argentino Sectorial, FONARSEC）研究項目的一部分，由阿根廷科學、技術和生產創新 部（Ministry of Science, Technology and Profuctive Innovation of Argentina）的國家科學和技術推廣機 構（National Agency for Scientific and Technological Promotion）資助。

4. 擴大規模的可能性

本章描述的措施，普遍應用在進行實驗的農場（500 公頃）上。因此，將其擴大到其他商業農場是可行的。

5. 對土壤有機碳庫存的衝擊

在小麥和小米週期結束時進行的測定顯示，在施用兩種類型的糞肥後，土壤有機物和碳庫存都有所增加（表 121）。

表 121. 小麥（*Triticum aestivum*）和小米（*Setaria itálica*）實驗中，不同的半液體豬糞肥和固態牛糞肥施用率的土壤有機物和碳庫存

施用率（占所需氮的百分比）	小麥				小米			
	液體豬糞肥	固態牛糞肥	液體豬糞肥	固態牛糞肥	液體豬糞肥	固態牛糞肥	液體豬糞肥	固態牛糞肥
	有機物（克 / 公斤）		碳庫存（噸 / 公頃）		有機物（克 / 公斤）		碳庫存（噸 / 公頃）	
DO（不含糞肥）（基準線）	33.3	33.3	23.1	23.1	33.3	33.3	23.1	23.1
D1（50%）	33.8	35.2	24.2	24.6	34.5	36.1	24.5	25.3
D2（100%）	35.1	36.8	25.1	26.3	35.8	37.8	25.4	27.1
D3（150%）	36.2	40.4	26.0	30.7	37.8	42.1	27.3	32.0

在小麥試驗中，每次施肥後，半液體豬糞肥和固態牛糞肥的碳庫存增量分別為 1.1~2.9 噸碳 / 公頃，1.5~7.6 噸碳 / 公頃。另一方面，在小米試驗中，碳庫存的淨增量（即超過小麥週期結束時測量的值），半液體豬糞肥和固態牛糞肥的碳存量分別為0.3~1.3 噸 / 公頃和 0.7~1.3 噸 / 公頃。為了使各實驗處理可以相互比較，碳庫存的數值根據土壤容積密度 1.35 噸 / 立方公尺進行校正。結果顯示，在兩種連續作物上施用這兩種糞肥可以增加碳固存，同時提高作物產量（見第 6.3 節）。然而，固態牛糞肥的碳固存潛力比半液體豬糞肥的大。

6. 該措施的其他效益

6.1. 改善土壤性質

半液體豬糞肥和固態牛糞肥率的增加皆改善了小麥和小米作物的土壤品質。在兩個實驗中，隨著糞肥量的增加，pH 值保持不變（圖 21 和圖 25）。在半液體豬糞肥（圖 22 和圖 24）和固態牛糞肥（圖 26 和圖 28）實驗中，陽離子交換能力和導水度（hydraulic conductivity, Ks）都隨著糞肥量的增加而增加。相反地，半液體豬糞肥（圖 23）和固態牛糞肥（圖 27）的土壤容積密度都下降了。土壤阻擋根穿刺的能力（root penetration resistance）也降低。因此，在半液體豬糞肥和固態牛糞肥實驗中，最小限制水分範圍（即快速排水停止後的土壤含水量範圍，此最小的含水量範圍會限制植物生長，和水分有效性、土壤通氣性和土壤阻擋根穿刺的能力相關），並隨著糞肥量的增加而增加（未發表的資料）。

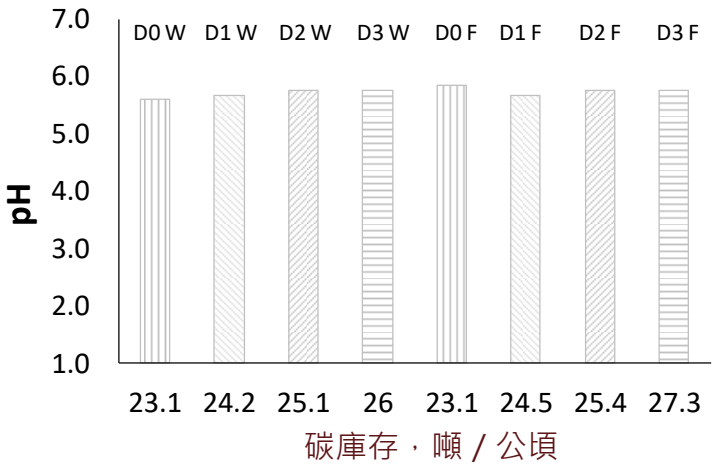


圖 21. pH 值與碳庫存（噸 / 公頃）的關係。D0、D1、D2、D3：半液體豬糞肥量；W：小麥；F：小米

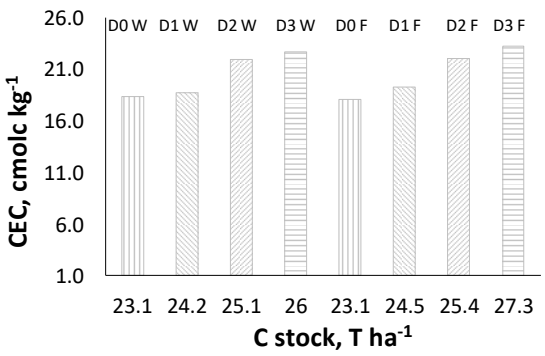


圖 22. 陽離子交換能力（CEC）值與碳庫存（噸 / 公頃）的關係。D0、D1、D2、D3：半液體豬糞肥量；W：小麥；F：小米

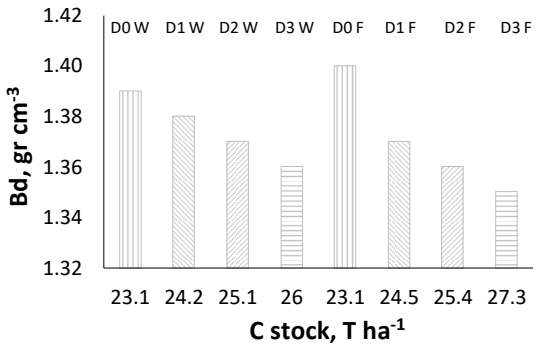


圖 23. 土壤容積密度（Bd）值與碳庫存（噸 / 公頃）的關係。D0、D1、D2、D3：半液體豬糞肥量；W：小麥；F：小米

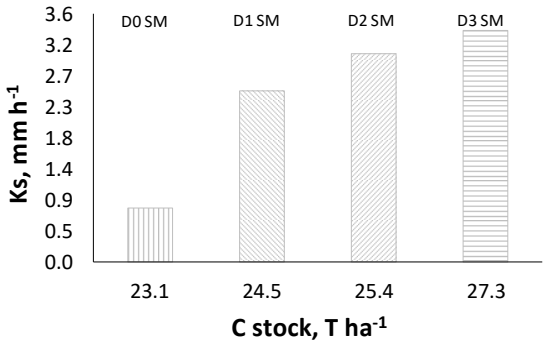


圖 24. 導水度（Ks）值與碳庫存（噸 / 公頃）的關係。D0、D1、D2、D3：半液體豬糞肥量；W：小麥；F：小米

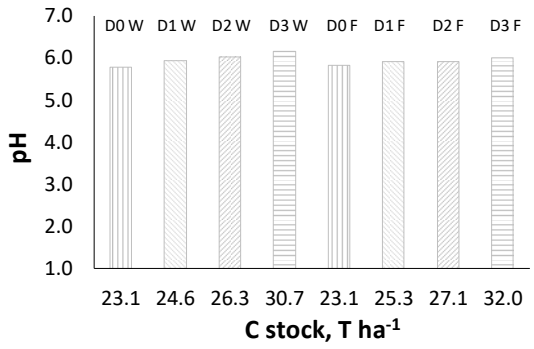


圖 25. pH 值與碳庫存（噸 / 公頃）的關係。D0、D1、D2、D3：固態牛糞肥量；W：小麥；F：小米

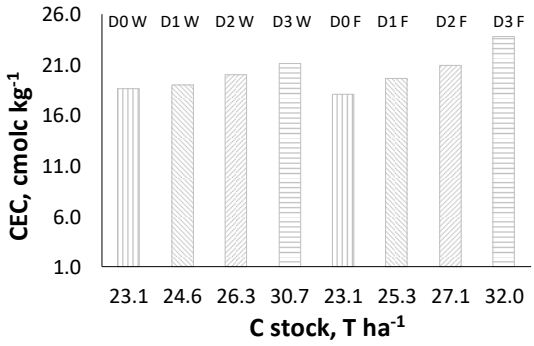


圖 26. 陽離子交換能力（CEC）值與碳庫存（噸 / 公頃）的關係。D0、D1、D2、D3：固態牛糞肥量；W：小麥；F：小米

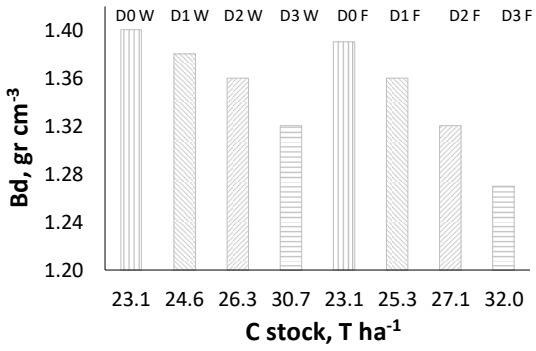


圖 27. 土壤容積密度（Bd）值與碳庫存（噸 / 公頃）的關係。D0、D1、D2、D3：固態牛糞肥量；W：小麥；F：小米

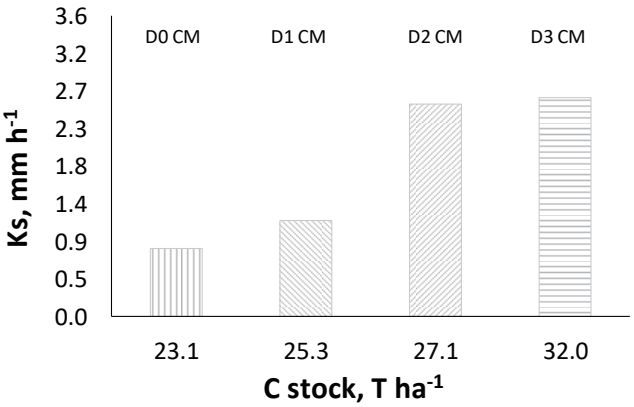


圖 28. 導水度（Ks）值與碳庫存（噸 / 公頃）的關係。D0、D1、D2、D3：固態牛糞肥比率；W：小麥；F：小米

碳庫存會隨糞肥類型和施用系統而變化。使用固態牛糞肥所增加的有機碳量比使用半液體豬糞肥增加得更多。與半液體豬糞肥相比，固態牛糞肥的土壤性質改善更顯著，這可能與固態牛糞肥增加的有機質量更高有關。此差異可能解釋了陽離子交換能力（也包括大量和微量營養素，未發表的資料）增加更多和土壤容積密度顯著下降。另一方面，灌注系統對土壤擾動（soil disturbance）可能是造成半液體豬糞肥中導水度較高的原因。我們的結果也證實了其他作者的研究（Ferrera et al., 2006; Ozlu, Kumar and Arriaga, 2019; Rasoulzadeh and Yaghoubi, 2010; Zavatarro et al., 2017）。圖 29 顯示了沒有牛糞肥（左側）和有固態牛糞肥（右側）的樣區的土壤結構類型。前者以亞稜角塊狀構造（sub-angular blocky structure）類型為主，而團粒狀構造（granular structure）類型在後者為大宗。0~25 公分深的土壤中差異最為明顯。

圖 29. 未施用和施用牛糞肥的典型黏聚濕潤黑沃土

6.2. 最小化對土壤功能的威脅

表 122. 土壤威脅

土壤威脅	
土壤侵蝕	這兩種糞肥的添入增加了作物的產量，從而增加了土壤表面的植物殘體的數量，保護土壤免受侵蝕（Anwar et al., 2018）。
養分的失衡和循環	糞肥含有重要大量營養素，尤其是氮、磷和鉀，以及微量營養素，有助於補償因穀物和動物產品造成的土壤養分流失。增加糞肥可以加強養分循環，這與其他保育措施兼容，例如使用適當的作物輪作（Sheldrick, Keith Syers and Lingard, 2003）。
土壤沾染 / 汙染	根據農藝施肥標準（即施肥量取決於作物需求、土壤特徵和天氣模式），將糞肥施用於土壤，有助於減少廢棄物堆積地的汙染（Harris et al., 2020）。
土壤酸化	糞肥含有重要數量的鈣和鎂，可以減少土壤酸化。此外，糞肥也能增加土壤有機物，提高土壤緩衝能力（soil buffer capacity）。因此，當某些元素，如鐵、錳、鈉等含量略高於理想值時，植物生長所受到的影響較小（Ano and Ubochi, 2007）。
土壤生物多樣性損失	一般而言，土壤中細菌和真菌的生物多樣性與生物量，會隨著糞肥的施用而增加。蚯蚓的生物量、數量和密度也會增加（Ferrera et al., 2006; Zavatarro et al., 2017）。
土壤密封	藉由增加高含碳量的糞肥，可以減少土壤密封，因為它可以增加土壤團粒形成和穩定性，從而減少因雨滴而受到的破壞（Mikha and Rice, 2004）。
土壤壓實	土壤壓實度降低，因為糞肥會降低土壤容積密度和土壤阻擋根系穿刺的能力（Rasoulzadeh and Yaghoubi, 2010; Imhoff et al., 2014; Ozlu et al., 2019）。
土壤水分管理	由於糞肥會增加土壤的總孔隙率和保留中孔隙的水分含量，因此土壤水分有效性增加。同時，糞肥增加了土壤大孔隙，使水的滲透量增加（Imhoff et al., 2014; Zhang et al., 2017）。

6.3. 產量增加（如食物、燃料、飼料、木材）

研究結果顯示，兩種糞肥類型都同時提高了小麥和小米的生產力和土壤碳庫存。小麥和半液體豬糞肥的最佳氮肥劑量為 130 公斤 / 公頃，穀物產量為 5820 公斤 / 公頃。小麥和固態牛糞肥的最佳氮肥劑量是 136 公斤 / 公頃，穀物產量為 5810 公斤 / 公頃。小米和半液體豬糞肥的最佳氮肥劑量為 330 公斤 / 公頃，乾生物質生產為 1 萬 4960 公斤 / 公頃。小米和固態牛糞肥的最佳氮肥劑量為 309 公斤 / 公頃，乾生物質生產為 1 萬 3955 公斤 / 公頃。兩種糞肥類型的最佳施氮量和生產的產量相似，證實了使用農藝施肥標準的效益與糞肥類型無關。

6.4. 緩解和適應氣候變遷

液體豬糞肥和固態牛糞肥的應用增加了氨氣的排放（圖 30、31）。在兩個實驗中，冬季（小麥）和夏季（小米）比例 0（D0）的排放曲線很相似。在半液體豬糞肥實驗中，比例 3（D3）的氨氣排放在施肥後增加了，不過在夏季明顯更高，突顯了溫度對氨態氮（N-NH_3）流失的影響。這兩個季節的氣體排放量在施肥後的第 13 天左右趨於穩定。在固態牛糞肥實驗中，比例 3（D3）在施用糞肥後的氨氣排放略有增加，夏季和冬季之間的差異不大。兩個季節的氣體排放量在施肥後的第九天左右趨於穩定。結果顯示，氨氣的流失取決於糞肥類型和氣候季節，而氨氣排放趨於穩定和減少所需的時間主要取決於糞肥類型。

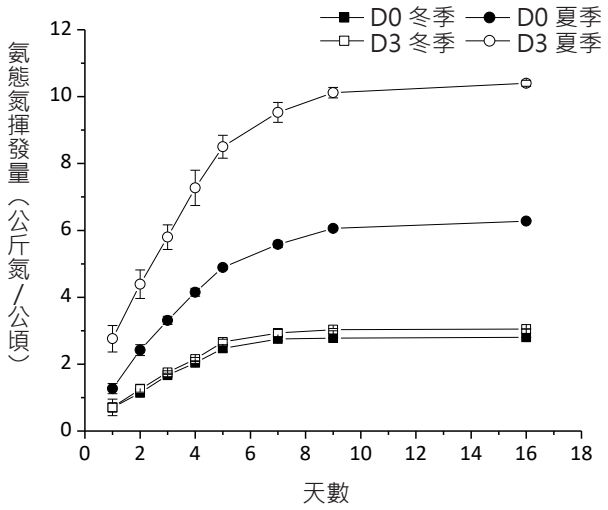


圖 30. 半液體豬糞肥實驗中揮發流失的氨氮累積值。長條圖示是每個單獨點的標準誤差

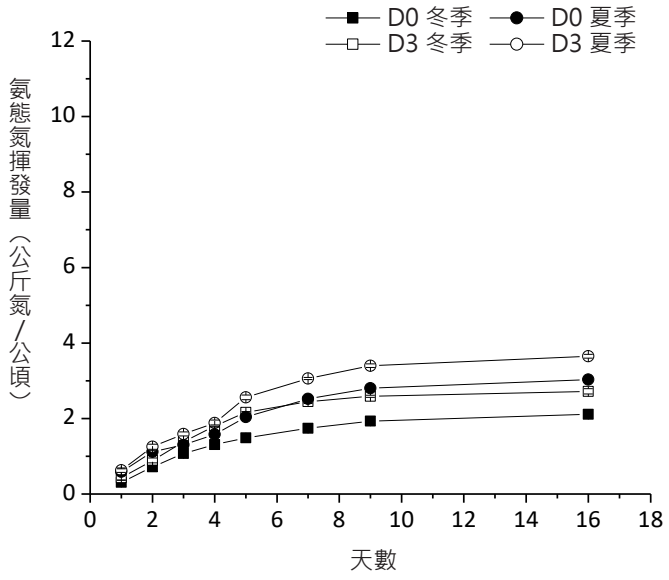


圖 31. 固態牛糞肥實驗中揮發流失的氨氮累積值。長條圖示是每個單獨點的標準誤差

6.5. 社會經濟效益

在夏季施用半液體豬糞肥時，氮的流失會更多。結果顯示，溫度越高，氮的流失就越多，尤其是糞肥中含有整合簡單分子的氮（例如銨，NH^+ 或硝酸鹽，NO_3^-）時。因此，為了增加社會經濟效益和減少空氣汙染，應在溫度較低的氣候季節施用糞肥，尤其是有整合簡單分子氮的糞肥類型。

7. 該措施的潛在缺點

7.1. 權衡對土壤功能的其他威脅

表 123. 土壤威脅

土壤威脅	
土壤侵蝕	若糞肥導致土壤分散作用（soil dispersion）和退化，土壤流失可能會加劇（Cherobim et al., 2017）。

土壤威脅	
養分的失衡和循環	添加糞肥增加了土壤養分的含量。然而，根據糞肥成分的不同，可能導致養分含量的失衡。例如，固態牛糞肥含有大量的磷，因此，如果根據作物的氮需求施用糞肥，土壤中的磷含量可能達到很高，從而開始降低其他養分的有效性（Lopes do Carmo et al., 2016）。
土壤鹽化和鹼	鈉和鹽的含量取決於糞肥類型和水的組成。因此，應用糞肥前，必須考慮到糞肥中鈉或鹽的含量，以避免土壤鹽化和鹼化，從而影響植物生長（Ould Ahmed et al., 2010; Lopes do Carmo et al., 2016）。
土壤沾染 / 汙染	糞肥中的磷和硝酸態氮含量變化很大，有時非常高。施用過量的糞肥會透過淋洗作用和揮發造成養分流失，導致地下水和空氣汙染（Cherobim et al., 2017）。
土壤酸化	糞肥的 pH 值因其成分而異。液態和半液態糞肥的 pH 值可能大於 7。施用過量會導致土壤 pH 值過度增加，可能會影響部分土壤養分的有效性（Lopes do Carmo et al., 2016）。
土壤生物多樣性損失	過度和重複施用同種糞肥會導致微生物群落的變化，有時還會導致某些群落的消失（van der Bom et al., 2018; Chen et al., 2020）。
土壤密封	噴灑過量的高鈉含量液體糞肥，可能會造成土壤表面的分散作用和密封（Cherobim et al., 2018）。
土壤壓實	加入過量的高鈉含量糞肥可能導致土壤結構退化、結構穩定性的喪失，並因此導致土壤緻密化（soil densification）。另外，用於施用糞肥的機械會產生土壤壓實（Rauber et al., 2018）。
土壤水分管理	如果添加糞肥導致土壤結構退化，土壤水管理可能會受到阻礙。施用率不應超過土壤儲水能力，以避免資源汙染和侵蝕（Zhang et al., 2017）

7.2. 溫室氣體排放量增加

施用系統和糞肥類型對氧化亞氮的排放有顯著影響。此外，氧化亞氮排放也取決於氣候（Antille et al., 2015）。在我們的實驗中，夏季施用半液體豬糞肥的氧化亞氮排放量較高，突顯了溫度（平均約 32℃）對氣體排放的顯著影響。此外，夏季的實驗（半液體豬糞肥和固態牛糞肥）之間測定的土壤充水孔隙（water filled-pore space, WFPS）差異較大。在研究的前五天，半液體豬糞肥的土壤充水孔隙平均值為 0.49 立方公尺 / 立方公尺，而固態牛糞肥為 0.34 立方公尺 / 立方公尺。因此，較高的溫度和較多的充水孔隙，解釋了半液體豬糞肥實驗中較高氧化亞氮排放的可能原因。以碳當量表示的氧化亞氮排放顯示，夏季約有 300 公斤 / 公頃的碳流失到大氣中，導致氣候變遷（圖 32）。

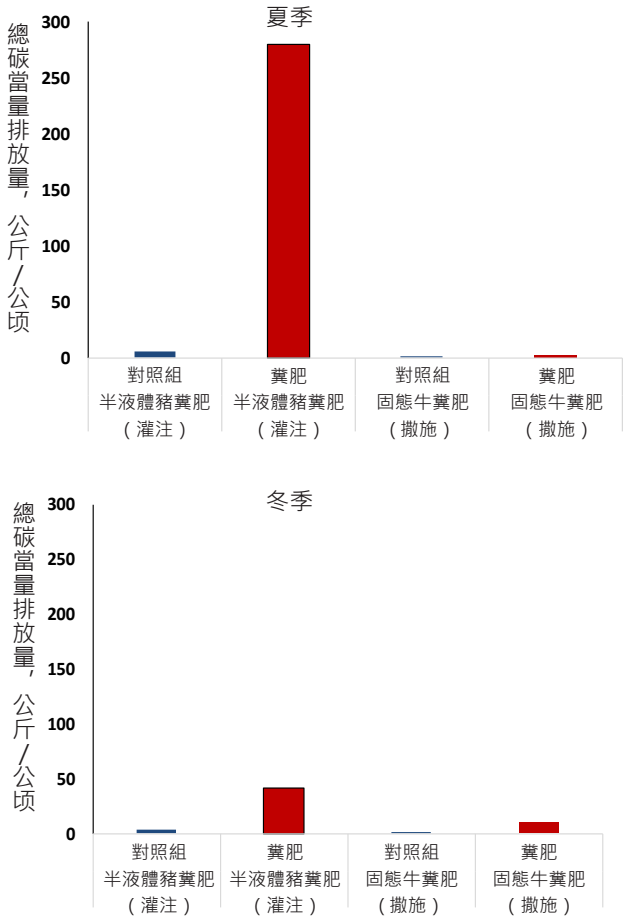


圖 32. 氧化亞氮排放以總碳當量排放表示

實驗中，夏季和冬季施用半液態豬糞肥和固態牛糞肥，在對照組（不加糞肥）和加糞肥（D3= 夏季小米和冬季小麥所需氮量的 150%）處理

在冬季，半液體豬糞肥實驗中也記錄了較高的氧化亞氮排放，但流失低於 50 公斤碳 / 公頃。這一發現可能是由於冬季的溫度較低（平均約 7℃）和測定的土壤充水孔隙值較低（約 0.24 立方公尺 / 立方公尺）。此外，兩個實驗中流失的氧化亞氮數量非常不同，這可歸因於糞肥的化學成分不同。

8. 實行該措施前的建議

添加半液體豬糞肥和固態牛糞肥是同時提高土壤化學和物理性質及作物產量的有效措施。然而，考慮到作物的養分需求、土壤的養分供應、氣候特徵，以及糞肥的化學和物理性質，來確定適當的糞肥量非常重要，以避免土壤、水和空氣汙染。

9. 採用該措施的潛在障礙

表 124. 採用該措施的潛在障礙

障礙	有 / 無	
生物物理	有	不適當的糞肥施用率會增加溫室氣體排放以及病蟲害（Zavatarro et al., 2017）。此外，不正確的糞肥管理會導致沉積物和養分受逕流流失（Cherobim et al., 2017）。
文化	有	由於缺乏資訊和對汙染的擔憂，來自城市的人們可能對於使用糞肥以回收養分的必要性有不同的理解（Maisonnave et al., 2014）。
社會	有	人們可能會拒絕改變施用糞肥的系統；阿根廷主要是透過噴灑來施肥。
經濟	無	使用糞肥可以替代礦質肥料，並降低生產成本（Zavatarro et al., 2017）。
機構	無	沒有任何資訊。
法律（土地權利）	有	政府法律明定了糞肥的使用方式（Oenema, 2004）。
知識	有	人們對於使用糞肥在田間回收養分，同時減少不同情況（土壤類型、氣候、地形、糞肥類型等）汙染的優勢和風險缺乏瞭解（Zavatarro et al., 2017）。
自然資源	無	有數種資源類型（糞肥）可以使用。

參考文獻

Ano, A.O. & Ubochi, C.I. 2007. Neutralization of soil acidity by animal manures: Mechanism of reaction. *African Journal of Biotechnology,* 6(4): 364–368.

Antille, D.L., Chamen, W.C.T., Tullberg, J.N. & Lal, R. 2015. The potential of controlled traffic farming to mitigate greenhouse gas emissions and enhance carbon sequestration in arable land: a critical review. *Transactions of ASABE*, 58(3): 707-731.

Anwar, Z., Ping, A., Harron, B., Irshad, M. & Owens, G. 2018. Nutrients losses via runoff from soils amended with cow manure composted with leaf litter. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 18(3): 851-864.

Chen, X.D., Dunfield, K., Fraser, T., Walkelin, S., Richardson, A. & Condron, L. 2020. Soil biodiversity and biogeochemical function in managed ecosystems. *Soil Research*, 258: 1-30. https://doi.org/10.1071/SR19067

Cherobim, V.F., Favaretto, N., Freitas Melo, V., Barth, G. & Huang, C. 2018. Soil surface sealing by liquid dairy manure affects saturated hydraulic conductivity of Brazilian Oxisols. *Agricultural Water Management*, 203: 193-196. https://doi.org/10.1016/j.agwat.2018.03.016

Cherobim, V.F., Barth, G., Huang, C. & Favaretto, N. 2017. Tillage system and time post-liquid dairy manure: effects on runoff, sediment and nutrients losses. *Agricultural Water Management,* 184: 96-103. https://doi.org/10.1016/j.agwat.2017.01.004

Ferrera, L., Gomez, H., Toresani, S., Firpo, I. & Rotondo, R. 2006. Effect of organic amendments on some physical, chemical and biological properties in a horticultural soil. *Bioresource Technology,* 97(4): 635-40. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2005.03.018

Harris, B,L., Hoffman, D.W. & Mazac, F.J.Jr. 2020. *Reducing Contamination by Improving Livestock Manure Storage and Treatment Facilities*. NASD, Texas AgriLIFE Extension Service. [Cited June 02, 2020]. https://nasdonline.org/1626/d001508/

Imhoff, S., Nicolier, J., Carrizo, M.E., Ghiberto, P., Marano, R., Camussi, G., Forni, M., Masola, M.J., Alesso, C., Benzi, G. & Savino, M. 2020. *Desarrollo de un sistema de gestión integral de desechos pecuarios para promover la producción agronómica y ambientalmente sostenible*. Report prepared for the project FONARSEC 2013/28 (unpublished).

Imhoff, S., Carrizo, M.E., Martel, R., Lotto, V. & Zen, O. 2014. Cambios en las propiedades físicas de un Argiudol promovidos por la aplicación de efluentes líquidos de tambo. *Ciencia del Suelo*, 32(2): 177 - 187.

Lopes do Carmo, D., Botelho de Lima, L. & Silva, C.A. 2016. Soil Fertility and Electrical Conductivity Affected by Organic Waste Rates and Nutrient Inputs. *Revista Brasileira da Ciência do Solo*, 40: 1-19. https://doi.org/10.1590/18069657rbcs20150152

Mikha, M. & Rice, Ch. 2004. Tillage and Manure Effects on Soil and Aggregate-Associated Carbon and Nitrogen. *Soil Science Society of America Journal*, 68(3): 809-816. https://doi.org/10.2136/sssaj2004.8090

Oenema, O. 2004. Governmental policies and measures regulating nitrogen and phosphorus from animal manure in European agriculture. *Journal of Animal Science*, 82: 196-206. https://doi.org/10.2527/2004.8213_supplE196x

Ould Ahmed, B.A., Inoue, M. & Moritani, S. 2010. Effect of saline water irrigation and manure application on the available water content, soil salinity, and growth of wheat. *Agricultural Water Management*, 97(1): 165-170. https://doi.org/10.1016/j.agwat.2009.09.001

Ozlu, E., Kumar, S. & Arriaga, F. 2019. Responses of Long-Term Cattle Manure on Soil Physical and Hydraulic Properties under a Corn–Soybean Rotation at Two Locations in Eastern South Dakota. *Soil Science Society of America Journal*, 83(5): 1459-1467. https://doi.org/10.2136/sssaj2019.03.0077

Rasoulzadeh, A. & Yaghoubi, A. 2010. Effect of cattle manure on soil physical properties on a sandy clay loam soil in North-West Iran. *Journal of Food, Agriculture & Environment,* 8(2): 976-979.

Rauber, L.P., Andrade, A.P., Friederichs, A., Mafra, A.L., Baretta, D., Gonçalves da Rosa, M., Heberle Mafra, M.S. & Corulli Correa, J. 2018. Soil physical indicators of management systems in traditional agricultural areas under manure application. *Scientia Agricola*, 75(4): 354-359. https://doi.org/10.1590/1678-992x-2016-0453

Maisonnave, R., Millares, P. & Lamelas, K. 2014. *Buenas prácticas de manejo y utilización de efluentes porcinos*. Ministerio de Agroindustria, Presidencia de la Nación Argentina.

Sheldrick, W., Keith Syers, J. & Lingard, J. 2003. Contribution of livestock excreta to nutrient balances. *Nutrient Cycling in Agroecosystems,* 66: 119-131. https://doi.org/10.1023/A:1023944131188

van der Bom, F., Nunes, I., Raymond, N., Hansen, V., Bonnichsen, L., Magid, J., Nybroe, O. & Stoumann Jensen, L. 2018. Long-term fertilisation form, level and duration affect the diversity, structure and functioning of soil microbial communities in the field. *Soil Biology and Biochemistry,* 122: 91-123. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.04.003

Zavatarro, L., Bechini, L., Grignani. C. & Ten Berge, H. 2017. Agronomic effects of bovine manure: A review of long-term European field experiments. *European Journal of Agronomy* 90: 127-138. https://doi.org/10.1016/j.eja.2017.07.010

Zhang, H., Yu, X., Jin, Z., Zheng, W., Zhai, B. & Li, Z. 2017. Improving grain yield and water use efficiency of winter wheat through a combination of manure and chemical nitrogen fertilizer on the Loess plateau, China. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition,* 17(2): 461-474. http://dx.doi.org/10.4067/S0718-95162017005000033.

31. 阿根廷彭巴地區的免耕和覆蓋作物

Gonzalo Berhongaray

Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET). Esperanza, Argentina
阿根廷國家科學技術委員會（CONICET）

1. 相關措施和熱點

免耕、覆蓋作物；黑土

2. 案例研究說明

本研究案例位於阿根廷的潘帕斯地區，面積約為 6000 萬公頃的廣闊平原，被認為是世界上最重要的糧食產區之一。本章使用了三個統合分析，整合免耕（Steinbach and Alvarez, 2006; Alvarez and Steinbach, 2009）和覆蓋作物管理（Alvarez et al., 2017）的大量實驗結果，以及潘帕斯地區的一些其他研究。

Steinbach 和 Alvarez（2006）做了一個統合分析，整合免耕管理下眾多短期、中期和長期實驗的結果。該文獻回顧使用了在試驗設計下進行的實驗資料，並使用農民常用的機械和措施，而土壤有機碳質量可以計算到深度（等於或深於耕犁深度）。在等效質量（equivalent mass）的基礎上，使用 42 組成對的資料集來進行免耕與犁耕〔板犁（moldboard plow）或圓盤犁（disk plow）〕的土壤有機碳比較。另一篇文獻回顧彙編了沿著潘帕斯地區的35個實地實驗所產生的結果，以確定免耕系統對部分土壤物理性質、含水量、有效性氮或作物產量的影響（Alvarez and Steinbach, 2009）。

Alvarez 等人（2017）分析了 67 個冬季覆蓋作物對土壤和作物影響的當地實地實驗結果。大多數測試的禾本科覆蓋作物是黑麥（*Secale cereale*）、燕麥（*Avena sativa*）、黑小麥（*x Triticosecale*）、多花黑麥草（*Lolium multiflorum*）、大麥（*Hordeum vulgare*）和大扁雀麥（*Bromus unioloides*）。豆科植物覆蓋作物是毛野豌豆（*Vicia villosa*）和長柔毛野豌豆（*Vicia sativa*）。

3. 案例研究背景

潘帕斯地區是一片廣闊的大草原，佔據了阿根廷約 22% 的面積。年平均氣溫從北部的 19℃ 到南部的 12℃ 不等，年平均降雨量從西部的 500 毫米到東部的 1100 毫米不等。該地區的土壤是由風成黃土（eolian-loessic）型的沉積物所形成，主要的土綱是黑沃土。潘帕斯地區的耕種始於 1875 年代，目前佔據了 50% 的地表。低投入的農業，結合畜牧業生產，一直持續到 1970 年；之後引進了大豆作物。該作物取代了牧場，目前佔糧食作物播種面積的 60%。自 1990 年以來，潘帕斯地區廣泛採用了免耕技術，現在近 95% 的農業處於免耕狀態。公共部門（研究人員和推廣單位）以及相關的製造業（農業機械、種子和農用化學品）在建立基於免耕的新農業生產策略中扮演著重要的角色。免耕協會（阿根廷免耕農民協會，AAPRESID）作為一個整合網絡，將所有相關的利益相關者聚集在一起，共享技術和經濟資訊，並推廣免耕和覆蓋作物技術的優點。然而，目前在不適合免耕的邊緣地區可能有負面影響而進行辯論。阿根廷北部地區經歷了農業系統的重大轉變，從（更永續的）畜牧業生產轉為相對集約化的（較不永續的）耕作系統。

在減少農業生態系統中土壤侵蝕和氮流失，覆蓋作物是有價值的管理選擇。可以改善土壤品質，但對作物產量的影響取決於覆蓋作物的類型、考慮的經濟作物和氣候。在阿根廷潘帕斯地區，官方機構正在廣泛研究在輪作中引入覆蓋作物。農民正在逐步採用冬季覆蓋作物，官方機構進行了許多實驗，以評估其作為普遍生產措施的適宜性。在此，我們文獻回顧了在潘帕斯地區商業規模的雨養農業中，實施免耕和覆蓋作物的農業措施對土壤有機碳固存的影響。

4. 擴大規模的可能性

在潘帕斯地區，幾乎 95% 的農業是免耕，但沒有關於使用覆蓋作物的農業數據資料。然而，免耕和覆蓋作物管理，正在擴展到其他地區和不同的作物（即園藝：Bonda et al., 2014; Caracotche, Bondia and Vanzolini, 2014; D'Amico, Varela and Bellaccomo, 2016）。

5. 對土壤有機碳庫存的衝擊

免耕的回顧文獻顯示，長期而言，表土（0~20 公分）的碳增加 3~15%（Steinbach and Alvarez, 2006）。與其他耕作系統相比，免耕系統的土壤有機碳在實驗中平均增加 2.76 噸 / 公頃（表 125）。最大增加量對應於該地區半乾旱部分的土壤，耕犁下的土壤有機碳說明了免耕下土壤有機碳的大部分變化（R^2=0.94）。將整個潘帕斯耕作區轉為免耕，將使土壤有機碳增加 74 噸碳（metric ton of carbon, MtC），大約是阿根廷化石燃料消耗的年碳排放量（40 噸碳 / 年；CIA World Factbook, 2004）的兩倍。冬季覆蓋作物的田間試驗的文獻回顧顯示，0~20 公分層的土壤有機碳含量在細質地土壤中增加約 4%，在粗質地土壤中則增加 9%（Alvarez et al., 2017）。

表 125. 潘帕斯免耕系統中 0~20 公分深的土壤有機碳庫存變化情況

氣候帶	土壤類型	基準線碳庫存（噸碳 / 公頃）	額外的碳儲量（噸碳 / 公頃 / 年）	持續時間（年）	更多資訊：納入特定土壤類型 / 氣候的研究數量
暖溫帶乾燥	新成簡育暫乾黑沃土（Entic Haplustoll）	39.2	0.33	6.3	3 個耕地實驗
暖溫帶濕潤	簡育暫乾黑沃土（Haplustol）	34.8	3.15	4	2 個耕地實驗
暖溫帶濕潤	淋溶灰鈣土（Luvic Phaozem）	78.2	2.14	5	1 個耕地實驗
暖溫帶濕潤	石化聚鈣黏聚濕潤黑沃土（Pretrocalcic Argiudoll）	67.8	0.48	6	1 個耕地實驗
暖溫帶濕潤	石化聚鈣老育濕潤黑沃土（Pretrocalci Paleudoll）	51.7	0.71	7	2 個耕地實驗
暖溫帶濕潤	典型黏聚濕潤黑沃土（Typic Argiudoll）	46.7	0.48	8.2	36 個耕地實驗
暖溫帶濕潤	典型簡育濕潤黑沃土（Typic Hapludoll）	35.6	1.86	5	1 個耕地實驗
暖溫帶濕潤	典型簡育暫乾黑沃土（Typic Haplustoll）	50.5	1.50	7.7	3 個耕地實驗

資料來源：Steinbach 和 Alvarez（2006）

6. 該措施的其他效益

6.1. 改善土壤性質

免耕是解決潘帕斯地區土壤侵蝕問題的有效辦法，旨在將土壤保持在原位並保留最頂層，也就是最肥沃的部分。使用覆蓋作物後，改善了土壤物理性質。土壤容積密度受到最小的影響，結構穩定性和水分滲透增加，而土壤穿刺阻力降低。無論覆蓋作物的種類是否為豆科植物，覆蓋作物後硝酸態氮（Nitrate-N）減少了 30%（Alvarez et al., 2017）。

6.2. 最小化對土壤功能的威脅

表 126. 土壤威脅

土壤威脅	
土壤侵蝕	免耕和覆蓋作物增加了表面的植物殘體，防止風蝕和水逕流（Buschiazzo, Zobeck and Abascal, 2007）。
養分的失衡和循環	豆科覆蓋作物增加了土壤中的氮，透過大氣固定作用來納入氮；而草種往往會減少有效氮，並用於保留養分〔增益作物（catch crop）〕。
土壤鹽化和鹼化	覆蓋作物會透過增加用水量將鹽水保持在低水位。
土壤沾染 / 汙染	覆蓋作物會透過競爭減少雜草，減少除草劑的使用。
土壤生物多樣性損失	免耕增加了土壤的生物多樣性（Gomez et al., 2007）。
土壤壓實	結合有機物（綠肥）或覆蓋作物的高根系生物量可減少土壤壓實。
土壤水分管理	免耕可以增加土壤的有效水（Dardanelli, 1998）。覆蓋作物可用於消耗水分以減少洪水，或提供土壤覆蓋以減少蒸發。

6.3. 產量增加（如食物、燃料、飼料、木材）

大豆產量不受耕犁制度的影響，但免耕的小麥和玉米產量低於不施氮肥的犁耕方式（Alvarez and Steinbach, 2009）。與休耕相比，使用豆科物種作為覆蓋作物後，玉米產量增加 7%（Alvarez et al., 2017）。

6.4. 緩解和適應氣候變遷

與犁耕相比，免耕系統減少了燃料消耗，與國際上減少化石燃料消耗的努力相同，這意味著可節省 24~61 公斤碳 / 公頃 / 年（West and Marland, 2002）。覆蓋作物增加了土壤的碳投入。

6.5. 社會經濟效益

免耕和覆蓋作物可能具有正面的社會經濟效益。使用豆科覆蓋作物可以降低穀物的氮肥成本，增加利潤達 10~15%（Capurro et al., 2011）。草類覆蓋作物減少了對除草劑和其他殺蟲劑的需求，不僅降低了成本，也有助於保障個人健康。免耕還可防止土壤侵蝕，從而降低洪水的風險，同時保護農場和城市的水質。

7. 該措施的潛在缺點

7.1. 權衡對土壤功能的其他威脅

表 127. 土壤威脅

土壤威脅	
養分的失衡和循環	在免耕情況下，養分在土壤表面附近變得高度分層（Diaz-Zorita, Barraco and Alvarez, 2004）。這可能產生淺根系。 免耕條件下土壤中的硝酸鹽含量顯著降低（-21 公斤氮 / 公頃），與慣行耕犁相比，差異高達 60~80 公斤氮 / 公頃（Alvarez and Steinbach, 2009）。免耕產生了在禾本科作物中增加氮肥利用率的必要性。

土壤威脅	
土壤沾染 / 汙染	免耕增加了除草劑的使用及其在土壤中的持久性。覆蓋作物也被用來與雜草競爭，以減少免耕時的除草劑使用，但免耕條件下覆蓋作物的使用仍然有限。
土壤酸化	免耕土壤表層酸度增加已被廣泛報導，通常與銨態肥料的硝化作用和作物殘體的分解所產生的酸化作用有關。
土壤壓實	重型輪載機械若行駛在潮濕的土壤上，尤其是在收成之時，會造成結實的壓實，深度為 20~30 公分，有時甚至更深（Botta et al., 2018）。
土壤水分管理	覆蓋作物使 2 公尺深的累積含水量減少約 20%（Alvarez et al., 2017）。

7.2. 溫室氣體排放量增加

免耕時，氧化亞氮的排放量更大，而在濕潤的大草原情況下，脫氮作用率平均增加一公斤氮 / 公頃 / 年（Steinbach and Alvarez, 2006）。Alvarez 等人（2013）的研究結果顯示，由於氮肥的施用，免耕玉米作物的氧化亞氮 排放量高於大豆作物。氧化亞氮排放的增加，可能會在約 35 年內超過免耕因固存碳而產生的緩解潛力，因此免耕可能會導致全球暖化。到目前為止，在潘帕斯地區還沒有關於覆蓋作物對溫室氣體排放影響的研究。然而，草類覆蓋作物往往會減少有效氮，增加土壤物理性質，這可能會減少免耕的脫氮作用。

7.3. 與其他措施的衝突

免耕與慣行的耕犁措施相衝突，農民利用免耕使土壤通氣和減少壓實。與慣行耕犁相比，免耕使土壤容積密度增加 4%，許多土壤的圓錐穿刺（cone penetration）增加 50%（Alvarez and Steinbach, 2009）。在初始土壤容積密度的土壤中增加幅度更高。

7.4. 產量減少（如食物、燃料、飼料、木材、纖維）

在比較休耕或覆蓋作物後的夏季作物產量時，覆蓋作物（通常是草覆蓋作物）對大豆產量的影響很小（約 2%），而當覆蓋作物為非豆科植物時，玉米產量往往會下降（-8%），或在使用豆科植物後產量明顯增加（+7%）。

8. 實行該措施前的建議

- 免耕穀類作物的殘體最好在收穫時切碎並均勻播撒。
- 建議地面上的作物殘體和土壤剖面中的根在數量上具有可變性。增加耕作頻率和作物多樣性，如雙作物輪作，可以產生更多的根，並減少土壤壓實的可能性。
- 使用免耕並搭配覆蓋作物，以減少對除草劑和氮肥的需求。

9. 採用該措施的潛在障礙

表 128. 採用該措施的潛在障礙

障礙	有 / 無	
生物物理	有	在水資源有限的地區，由於地被覆蓋植物和主要作物之間的水和養分競爭問題，這些措施的採用可能會受到阻礙（Cooper et al., 2016）。
文化	有	由於轉基因作物–大豆、玉米和棉花的迅速採用，讓採用免耕成為可能（Pengue, 2005）。需要抗除草劑的作物來改變耕犁到化學除草的方式。
社會	有	阿根廷採用的免耕技術大幅增加了農藥的使用，這引起了社會上許多人的排斥，並增加了反對免耕生產模式的社會衝突。（García-López and Arizpe, 2010）。
經濟	有 / 無	免耕需要對新機器進行大量投資才能有效實施（Trigo et al., 2009），這可能使該技術不能直接適用於小型農業和常見的自給自足式農業（subsistence agriculture）。

障礙	有 / 無	
		然而，大多數阿根廷農場的種植、噴施和採收作業都是承包的，從而使機械使用更有效率，且使農民的操作成本更低。 覆蓋作物包括播種的直接成本，小面積通常是使用低技術（撒播種子），且可由人工完成，而相對較大的面積則使用機械。用於覆蓋作物的物種和栽培品種的經濟價值較低且通常是自生種子。其效益可能會勝過這些成本，如減少除草劑和 / 或控制雜草的耕犁成本。
知識	有	免耕大幅改變了作物管理（雜草、害蟲控制、施肥）。需要傳授當地農民新的知識，此措施才有可能被採用。

照片

照片 61. 2020 年 3 月玉米收成前，免耕系統下的玉米和用飛機播種的覆蓋作物

照片 62. 2019 年春季播種玉米前，採用覆蓋作物長柔毛野豌豆（*Vicia villosa*）來控制雜草和固氮

參考文獻

Alvarez, C., Costantini, A., Alvarez, C.R., Alves, B.J., Jantalia, C.P., Martellotto, E.E. & Urquiaga, S. 2012. Soil nitrous oxide emissions under different management practices in the semiarid region of the Argentinian Pampas. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 94: 209-220. https://doi.org/10.1007/s10705-012-9534-9

Alvarez, R. & Steinbach, H.S. 2009. A review of the effects of tillage systems on some soil physical properties, water content, nitrate availability and crops yield in the Argentine Pampas. *Soil & Till. Res.*, 104: 1–15. https://doi.org/10.1016/j.still.2009.02.005

Alvarez, R., Steinbach, H.S. & De Paepe, J.L. 2017. Cover crop effects on soils and subsequent crops in the pampas: A meta-analysis. *Soil & Tillage Res.*, 170: 53–65. https://doi.org/10.1016/j.still.2017.03.005

Bondía P., Caracotche V., Vanzolini J. & Vallejos A. 2014. Experimentación adaptiva en siembra directa de cebolla sobre cultivos de cobertura en el Valle bonaerense del río Colorado. I. Evaluación exploratoria de modificaciones en el tren de siembra. *In Actas XXXVII Congreso Argentino de Horticultura*. Mendoza. Argentina.

Botta, G.F., Tolón-Becerra, A., Bienvenido, F., Rivero, D., Laureda, D.A., Ezquerra-Canalejo, A. & Contessotto, E.E. 2018. Sunflower (Helianthus annuus L.) harvest: Tractor and grain chaser traffic effects on soil compaction and crop yields. *Land Degradation and Development*, 29(12): 4252-4261. https://doi.org/10.1002/ldr.3181

Buschiazzo, D.E., Zobeck, T.M. & Abascal, S.A. 2007. Wind erosion quantity and quality of an Entic Haplustoll of the semi-arid pampas of Argentina. *Journal of Arid Environments*, 69(1): 29-39. https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2006.08.013

Capurro, J., Dickie, M.J., De Emilio, M., Ninfi, D., Zazzarini, A. & Fiorito, C. 2011. *Cultivos de Cobertura en Maíz*. Análisis económico de su inclusión. INTA Oliveros.

Caracotche, V., Bondía, P. & Vanzolini, J. 2014. Experimentación adaptiva en siembra directa de cebolla sobre cultivos de cobertura en el Valle Bonaerense del río Colorado. II. Rendimiento del cultivo de cebolla. *In Actas XXXVII Congreso Argentino de Horticultura*. Mendoza. Argentina.

Cooper, J., Baranski, M., Stewart, G., Nobel-de Lange, M., Bàrberi, P., Fließbach, A., Peigné, J., Berner, A., Brock, C., Casagrande, M. & Crowley, O. 2016. Shallow non-inversion tillage in organic farming maintains crop yields and increases soil C stocks: a meta-analysis. *Agronomy for Sustainable Development*, 36: 22. https://doi.org/10.1007/s13593-016-0354-1

CIA World Factbook. 2004. Library [online]. [Cited 6 November 2020]. https://www.cia.gov/library/publications/download/download-2004/index.html. CIA, Washington, DC.

Dardanelli, J. 1998. Eficiencia del uso del agua según sistemas de labranza. *In* J.L. Panigatti, *et al.* (Eds.) *Siembra Directa*. Hemisferio Sur, Buenos Aires. 107-115

Díaz-Zorita, M., Barraco, M. & Alvarez, C. 2004. Efectos de doce años de labranzas en un Hapludol del Noroeste de Buenos Aires, Argentina. *Ciencia del suelo*, 22(1): 11-18.

D´Amico, J.P, Varela, P & Bellaccomo, M.C. 2016. *Labranza cero y fertirriego por goteo en la producción de zapallo anquito: análisis de la eficiencia en el uso de los principales recursos.* Informe Técnico de la EEA H. Ascasubi (49)

García-López G.A. & Arizpe N. 2010. Participatory processes in the soy conflicts in Paraguay and Argentina. *Ecological Economics*, 70: 196-206. https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2010.06.013

Gomez, E., Pioli, R. & Conti, M. 2007. Fungal abundance and distribution as influenced by clearing and land use in a vertic soil of Argentina. *Biology and Fertility of Soils*, 43(3): 373-377. https://doi.org/10.1007/s00374-006-0112-7

Pengue, W.A. 2005. Transgenic crops in Argentina: the ecological and social debt. *Bulletin of Science, Technology & Society*, 25(4): 314-322. https://doi.org/10.1177/0270467605277290

Steinbach, H.S. & Alvarez, R. 2006. Changes in soil organic carbon contents and nitrous oxide emissions after introduction of no-till in Pampean agroecosystems. *Journal of Environmental Quality*, 35(1): 3–13. https://doi.org/10.2134/jeq2005.0050

Trigo, E., Cap, E., Malach, V. & Villareal, F. 2009. *The Case of Zero-Tillage Technology in Argentina*. IFPRI Discussion Paper 00915. 40 pp.

West, T.O. & Marland, G. 2002. A synthesis of carbon sequestration, carbon emissions, and net flux in agriculture: Comparing tillage practices in the United States. *Agriculture, Ecosyst. Environ.*, 91: 217–232. https://doi.org/10.1016/S0167-8809(01)00233-X

32. 巴西聖保羅聖喀洛斯施用石灰和肥料來提高巴拉草牧草地的產量和碳固存

Alberto C. de Campos Bernardi[1], Aline Segnini[2], Odo Primavesi[1], Patrícia P.A. de Oliveira[1], Jose Ricardo Macedo Pezzopane[1], Alexandre Berndt[1], Cimelio Bayer[3], Debora Marcondes Bastos Pereira Milori[2], Wilson Tadeu Lopes da Silva[2], Marcelo Luiz Simoes[2], Ladislau Martin Neto[2]

[1] Embrapa Southeast Livestock, São Carlos-SP, Brazil
巴西農業研究公司Embrapa東南部畜牧研究中心

[2] Embrapa Instrumentation, São Carlos-SP, Brazil
巴西農業研究公司Embrapa儀器研究中心

[3] Department of Soil Science, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre-RS, Brazil
巴西南里約格蘭德聯邦大學土壤科學系

1. 相關措施

石灰、免耕、礦質肥料；草原

2. 案例研究說明

本研究案例旨在評估信號草（Signalgrass）牧場施用石灰和礦質肥料，對巴西氧化土（Oxisol）表層和深層的碳積累的影響。實驗使用栽培 27 年的信號草牧場（*Urochloa decumbens* cv. Basilisk Stapf，同義屬名：*Brachiaria*）。該草場以每公頃一隻牲畜的放養率來放牧，在實驗開始前沒有接受任何石灰和肥料。表 129 描述了六年試驗中使用的實驗處理方法，石灰石和肥料皆施用於土壤表面，沒有進行土壤耕犁或圓盤耙翻土。以當地的 *塞拉多*（Cerrado）〔草原疏林（Savanna forest）〕土壤質量作為參考，土壤中的碳庫存是以等效的土壤質量來計算。在未施肥的牧場下，施用石灰的土壤（0~100 公分）在六年後比原生植被下的土壤每年增加 1.71 噸碳 / 公頃。相比之下，對低產和退化的牧場進行施肥，產生了 5.4~7.2 噸 / 公頃 / 年不等的碳積累率。這些結果說明，儘管表層土壤中的碳飽和，但整個土壤中的碳含量與土壤剖面中的黏土部分之間的 S 型關係所證明，深層土壤中高比例的碳積累（從 55~68%）使熱帶牧場的土壤適合作為長期的碳匯。

表 129. 應用於信號草牧場的實驗處理

實驗處理	說明
T00	對照組，不施用石灰和肥料
T0f€	沒有石灰和肥料（200 公斤 / 公頃 / 年的氮–硫酸銨，和 200 公斤 / 公頃 / 年的氧化鉀–氯化鉀）
T2f€	施用石灰（第一年 2 噸 / 公頃，第二年 1 噸 / 公頃 / 年）和肥料（200 公斤 / 公頃 / 年氮–硫酸銨，200 公斤 / 公頃 / 年氧化鉀–氯化鉀）
T4wf€	施用石灰（第一年 4 噸 / 公頃）和肥料（200 公斤 / 公頃 / 年的氮–硫酸銨，和 200 公斤 / 公頃 / 年的氧化鉀–氯化鉀）

€實驗處理也使用單一的過磷酸鈣（superphosphate）（18% 磷酐，P_2O_5）施肥，將土壤中的磷提高至 10 毫克 / 立方公寸。

3. 案例研究背景

研究地區位於巴西東南部聖保羅州的聖卡洛斯市（南緯 21°58'15.6"，西經47°50'55.33"），海拔為 893 公尺。根據柯本氣候分類（Koeppen classification），該地的主要氣候屬於溫帶夏熱冬乾氣候（Cwa），而根據政府間氣候變化專門委員會（IPCC），該地屬於熱帶濕潤氣候，年平均溫度為 20℃，年平均降雨量約為1360 毫米。根據糧農組織分類系統，該地的土壤屬於正常鐵鋁土（Orthic Ferralsol）〔根據美國土壤分類法，屬於簡育濕潤氧化土（Hapludox），根據巴西分類系統，屬於紅黃色磚紅土（Red Yellow Latosol）（Calderano Filho et al., 1998）〕，黏土含量為 320 克 / 公斤，且脆弱的結構穩定性。原生植被被認為是一個生態過渡區，因為出現*塞拉多*（稀樹草原森林）和梅瑟凡爾半落葉森林（Mesophyle Semideciduous forest）植被，主要由土壤肥力和氣候驅動的闊葉乾燥林（Hardwood Dry Forest）。

4. 擴大規模的可能性

施用石灰和肥料是控制土壤酸度和養分缺乏，以及提高牧草產量和品質的重要議題。施用石灰的做法經常應用於農作物，但長期以來，對於熱帶牧場推薦施用石灰具爭議性，因其對飼料植物的必要性和施用石灰而不深層混合的效益有疑慮（Oliveira et al., 2003）。然而，目前隨著對深層養分路徑的新認識，以及在集約地區採用礦質肥料，施用石灰已經成為牧場形成、恢復和維護的常規技術。巴西有大約 1.12 億公頃的耕地。因此，將其規模化到畜牧場是可能的。

5. 對土壤有機碳庫存的衝擊

表 130. 受土壤肥力管理影響的信號草牧場中，熱帶巴西氧化土的碳庫存

深度（公分）	土壤碳庫存（噸 / 公頃）				
	自然植被	T00	T0f	T2f	T4wf
0~10	23.2 ±0.8	30.3 b	59.9 a	54.4 a	53.0 a
10~20	22.9 ±1.0	23.6 b	25.0 b	41.8 a	38.9 a
20~40	25.1 ±1.1	40.4 a	40.9 a	40.7 a	41.2 a
40~60	21.5 ±0.4	32.5 a	32.8 a	28.3 a	26.7 a
60~80	15.3 ±0.2	24.7 a	23.7 a	27.0 a	21.1 a
80~100	16.9 ±0.8	19.6 a	21.1 a	22.5 a	27.6 a
總計	129	174 至			223

在同一土壤深度中，平均值後面的相同字母經 Tukey Test 在 5% 水準上沒有差異。符號 ±代表標準差（SD）

牧區土壤樣品的碳含量最高，主要是在添加礦質肥料的實驗處理（t0f、t2f 和 T4wf，表 130）。由於植物生物量的高投入和積累，以及土壤有機質的高活性，表層（0~10 公分）的碳差異比深層的土壤層位大。土壤有機碳的總體趨勢是隨深度呈指數遞減。由於生物量供應較少，且礦化速率（mineralization rate）較高，所以自然植被地區碳的含量較低。信號草具有強大的根系，可以蔓延到土壤深處，而地上生物量也產生了大量的殘留秸稈，使得土壤有機碳增加。氮的輸入刺激了土壤有機碳在表層的積累。自然植被系統（參考地點）的總碳庫存（0~100 公分）為 129 噸 / 公頃，而為牧場測定的碳庫存為 174~223 噸 / 公頃。本個案研究中發現的碳庫存值，與 Fisher 等人（1994）在哥倫比亞稀樹草原上測定相同深度的碳庫存值相似，也是大約 200 噸 / 公頃，也類似於 Corazza 等人（1999）在用信號草栽培的*塞拉*多草原上發現的 150 噸 / 公頃。考慮到栽培 27 年的牧場，總碳庫存的積累率為 1.7~3.5 噸碳 / 公頃 / 年。與自然植被下的土壤相比，對信號草牧場施用 27 年的石灰和礦質肥料，促進了從大氣中固存 6.1~12.8 噸二氧化碳 / 公頃 / 年。

6. 該措施的其他效益

6.1. 改善土壤性質

施用石灰可以改善磷、鈣和鎂的有效性，增加陽離子交換能力，降低鋁（Al）和錳（Mn）的毒性，並改善土壤團粒形成和結構。整體而言，石灰改善了土壤提供必要營養的能力，以及植物透過豐富根系生長和增加土壤微生物活性來吸收水分和養分的能力。此外，增加土壤 pH 值和交換性鹼基（exchangeable base），會透過促進微生物活性來刺激有機物分解和礦化作用（Haynes and Naidu, 1998; Fageria and Baligar, 2008）。本研究案例的結果顯示，高含氮量降低土壤 pH 值和鹼基飽和度（base saturation），而石灰則提高了這兩個參數。施用石灰是必要的，尤其是作為信號草的鈣和鎂的來源。較高劑量的石灰石對土壤顆粒的分散作用和土壤壓實度沒有影響。因此，得以保留土壤結構以及大孔隙，從而保留水力滲透係數（hydraulic permeability）或土壤導水度。在礦質肥料和高草料產量的實驗處理中，田間飽和導水度（saturated hydraulic conductivity）的變化介於 0.6~1.4 公尺 / 小時之間（Primavesi et al., 2004）。

6.2. 最小化對土壤功能的威脅

表 126. 土壤威脅

土壤威脅	
土壤侵蝕	施用石灰和肥料可以改善牧草生長和土壤覆蓋，並減少土壤侵蝕（Rocha Junior et al., 2017）。
養分的失衡和循環	施用石灰增強有機氮的礦化和硝化作用（Bolan et al., 2008; Primavesi et al., 2008）。
土壤酸化	施用石灰以添加鈣和鎂至土壤中、提高 pH 值，以及中和交換性鋁含量，改善低土壤肥力的作物生產限制因素（Yamada, 2005; Souza and Lobato, 2004）。
土壤生物多樣性損失	土壤酸度的修正增加微生物的活性（Albuquerque et al., 2003; Bolan et al., 2008）。
土壤壓實	施用石灰改善 0~10 公分土壤層的水團粒穩定性和土壤有機物（Bonini and Alves, 2011）。
土壤水分管理	

6.3. 生產方面

與僅使用礦質肥料的對照處理相比，在種植信號草的鐵鋁土中，施用石灰和礦質肥料可產生 9.8~13.5 噸 / 公頃的乾物質（dry matter）（Primavesi et al., 2004, 2008）。除了增加產量外，還觀察到改良牧場的地上生物量較高的其他優點，從而降低土壤溫度和有機物的分解。Oliveira等人（2003）顯示，石灰石增加了信號草的根產量。

6.4. 緩解和適應氣候變遷

管理良好的牧場可以增加土壤的碳庫存。然而，改良牧場的土壤有機碳積累量將取決於當地的氣候條件（降雨量和溫度）、土壤性質（質地和礦物學）、管理措施和經濟資源（Batlle-Bayer, Batjes and Bindraban, 2010; Jantalia et al., 2007; Haynes and Naidu, 1998）。Batlle-Bayer、Batjes 和 Bindraban（2010）文獻回顧不同的研究顯示，施用石灰的尾稃草屬（*Urochloa*）牧場增加土壤碳庫存的潛力為 41~69 噸 / 公頃，深度可達 0.2 公尺，積累率為 0.2~0.7 噸碳 / 公頃 / 年。

Scurlock 和 Hall（1998）強調，永續的方法包括管理現有牧場以優化碳儲量，而不是用改良的牧場取代自然植被。巴西畜牧業減少溫室氣體排放的潛力非常大（Bustamante et al., 2012），同時還應減少砍伐森林（deforestation）、積極次生林再生（secondary forest regeneration）、減少動物腸道發酵（enteric fermentation）、復育牧場以及避免牧場火災的管理。牧場復育是巴西政府「低碳農業（Low-Carbon Agriculture）」計畫的主導策略之一，以減少或補償碳排放（Sá et al., 2017）。畜牧業生產力的提高被認為是實現減緩氣候變化和經濟增長的有前景的替代方案（Silva et al., 2016; Silva, Ruviaro and Ferreira Filho, 2017）；Oliveira 等人（2017）指出，考慮到每單位產量增加的排放量，牧場集約化導致溫室氣體排放的減少，除此之外，還能增加土壤碳儲量。

6.5. 社會經濟效益

表 132 顯示，以石灰控制土壤酸度也能帶來經濟效益。根據 Oliveira 等人（2003）的研究，（1）只施用石灰及（2）施用石灰和肥料的牧場，與（3）不施用任何石灰或肥料或（4）只施肥的牧場相比，前兩者牧場的草料產量更高。考慮到乾物質產量的結果，估算了動物放養值和增重。此外，效率的計算考慮了肉類和石灰石的市場價格，以及石灰操作的成本。若僅使用石灰石，每投資一美元在施用石灰就能獲得高達 2.2 美元的牛肉生產回報，而結合石灰石和肥料則高達 3.5 美元，因此施用石灰的經濟優勢受到高度的重視。

表 132. 肉牛牧場使用石灰石和肥料的動物放養率、屠體增重（carcass gain）和經濟收益的模擬情況

	退化的草場	施用石灰牧場	施肥的牧場	施用石灰和肥料的牧場[€]	不施用石灰的平均數	施用石灰的平均數
乾物質產量（公斤 / 公頃）	4.4	5.9	16.4	19.0	14.4	16.8
放養率（動物單位 / 公頃）[&]	0.9	1.3	3.5	4.1	3.1	3.6
增重（公斤 / 公頃）[+]	231.6	315.0	869.0	1010.3	762.8	894.5
屠體產量（@ / 公頃）[£]	7.7	10.5	29.0	33.7	25.4	29.8
經濟收益[§]	-	2.2	-	-	-	3.5

假設：放牧效率 =70%；旱季 =180 天；雨季 =185 天

[€] 石灰 =1.5 噸 / 公頃；肥料 =100 公斤 / 公頃氮；磷 =15 ppm，和氧化鉀（K_2O）=3%

[&] 動物單位 =animal unit=AU=450 公斤

[+] 系統從待屠宰的年輕公牛（300 公斤）開始。每日乾物質消耗量 = 活體重量的 2%。每日增重：旱季 = 每日 0.25 公斤，雨季 = 每日 0.7 公斤

[£] 屠體產量 =50% 的效率，1@=30 公斤活體重量。

[§]（@ 使用石灰的產量 -@ 不使用石灰的產量）/（石灰費用）。價格：@=45.00 美元；石灰 =29.40 美元 / 噸；施用石灰作業 =0.5 小時 x 每小時 25.50 美元，1.00 美元 =5.10 巴西幣（Brazilian real）

7. 該措施的潛在缺點

7.1. 權衡對土壤功能的其他威脅

表 133. 土壤威脅

土壤威脅	
養分的失衡和循環	高劑量的氮肥伴隨施用低劑量石灰的會造成硝酸鹽流失到底土中，因鈣和硝酸態氮結合，導致表層酸化，從而導致硝酸態氮和鉀的流失（Primavesi et al., 2008）。
土壤鹽化和鹼化	表面施用高濃度石灰促進了化學分層，導致表土 pH 值和交換性鈣和鎂含量急劇上升，而對耕地免耕區的地下土壤酸度的緩解作用卻很小（Nunes et al., 2019）。

土壤威脅	
土壤侵蝕	土壤 pH 值的過度增加與黏土分散作用的增加、土壤團粒的破壞以及氧化土的滲透減少有關（Haynes and Naidu, 1998; Costa et al., 2004; Hunke et al., 2015）。
土壤壓實	
土壤水分管理	

7.2. 溫室氣體排放量增加

Oliveira 等人（2017）對溫室氣體淨平衡的估計（土壤碳固存減去氧化亞氮和甲烷排放）請見表 134。集約系統需要投入更多的養分（肥料和石灰），並使得動物放養率的增加，從而增加了總排放量。然而，土壤中的碳儲量也有較大增加，導致該系統的最終平衡更為正向。

表 134. 考慮到兩個肉牛生產系統，溫室氣體排放和清除的平衡情況

牧場管理	動物放養率	土壤含碳率+	碳儲量£	甲烷動物€	氧化亞氮土壤§	甲烷土壤€	二氧化碳石灰石&	總排放量	淨差額
	每公頃數量	噸 / 公頃 / 年	噸二氧化碳當量 / 公頃 / 年						
粗放式	2.04	1.7	6.24	2.95	0.00203	0.00068	-	2.9527	3.29
集約式	3.13	3.13	11.49	5.55	0.00068	0.00068	0.47	6.0214	5.4686

資料來源：改編自 Oliveira 等人（2017）

+0~1.0 公尺深度的結果
£轉換係數 =3.67
€二氧化碳當量的排放指標（100 年全球暖化潛勢）：28（IPCC, 2014）
§ 二氧化碳當量的排放指標（100 年全球暖化潛勢）：265（IPCC, 2014）
& 每噸石灰石的二氧化碳態的碳含量為 0.13 噸，排放量為 50%（De Klein et al., 2006）。
石灰石的劑量 =2 噸 / 公頃

7.3. 與其他措施的衝突

對草原施用石灰的建議是一個有爭議的議題，因其對熱帶草原的反應存疑。然而，隨著對養分詳細路徑的新認識，以及在集約地區採用礦質肥料，已經產生新的概念，施用石灰已經成為牧場形成和維護或復育的常規技術，對牧場的效率和永續性具有相關作用（Cantarella et al., 2002; Martha Jr. and Vilela, 2002; Primavesi et al., 2008）。

在種植牧草的土壤進行耕犁和圓盤耙地以混入石灰石，也是一種有爭議的措施。當石灰石融入土壤時，觀察到草料產量有略微增加（Primavesi et al., 2004），但並不能彌補機器作業的高成本（Caires, Banzatto and Fonseca, 2000）。Oliveira 等人（2003）觀察到，圓盤耙傷害了牧草根系的發育，並導致土壤碳含量下降。Primavesi 等人（2008）指出，石灰石的適量施用包括達到草料生長所需的土壤鹼基飽和度的最佳值（35~40%），並每年免費進行表面撒施，以控制使用礦物質氮肥所造成的土壤酸度。

8. 實行該措施前的建議

土壤化學分析對建議施用石灰和肥料至關重要，旨在實現經濟可行和環境修正的畜牧生產（Cantarella et al., 2002）。石灰和肥料的施用指南是重要的工具，用於整合土壤肥力和植物營養研究結果，並將知識傳遞給農民（Cantarella, Raij and Quaggio, 1998）。化學分析最關鍵的第一步是土壤取樣程序，然後在高品質的土壤分析實驗室進行分析（Bernardi et al., 2002; Souza and Lobato, 2004）。

9. 採用該措施的潛在障礙

表 135. 採用該措施的潛在障礙

障礙	有 / 無	
生物物理	有	石灰的二氧化碳排放是溫室氣體來源（Mazzetto et al., 2015）。
文化	有	很多時候，粗放式管理的牧場沒有投入養分，或者得到的養分低於植物的需求（Cantarella et al., 2002）是源於農民錯誤的觀念，認為熱帶草地是強韌的，無論如何都可以生產作物。

障礙	有 / 無	
社會	有	由於缺乏如何充分管理高產牧場的知識，低產畜牧場不會投資於草原的維護和改善（Cantarella et al., 2002; Martha Jr. and Vilela, 2002）。
經濟	無	石灰是巴西控制土壤酸度最常用的方法，因為它具有良好的成本效益和對肥料效率的積極影響（Cantarella et al., 2002;Yamada, 2005; Fageria and Baligar, 2008）。
機構	無	土壤測試設施遍佈所有農業地區，施用石灰的建議眾所周知，並被許多作物採用（Cantarella, Raij and Quaggio, 1998;Bernardi et al., 2002; Souza and Lobato, 2004）。
知識	無	一些實驗結果顯示，對酸性土壤施用石灰有正面效果，並有既定的有效建議（Fageria and Baligar, 2008）。
自然資源	無	在巴西，有許多碳酸鹽岩（carbonate rock）具有農業用途的潛力，生產地點靠近農業區（Nahass and Severino, 2003）。

照片

照片 63. 信號草牧場的實驗樣區：左邊是對照組（T00），右邊是石灰和施肥組（T4wf）

參考文獻

Albuquerque, J. A., Bayer, C., Ernani, P.R., Mafra, A.L. & Fontana, E.C. 2003. Aplicação de calcário e fósforo e estabilidade da estrutura de um solo ácido. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 27(5):799-806. https://doi.org/10.1590/S0100-06832003000500004

Batlle-Bayer, L., Batjes, N.H. & Bindraban, P.S. 2010. Changes in organic carbon stocks upon land use conversion in the Brazilian Cerrado: a review. *Agriculture, Ecosystems and Environment,* 137: 47-58. https://doi.org/10.1016/j.agee.2010.02.003

Bernardi, A.C.C., Silva, C.A., Pérez, D.V. & Meneguelli, N.A. 2002. Analytical quality program of soil fertility laboratories that adopt Embrapa methods in Brazil. *Comm. Soil Sci. Plant Anal.*, 33: 2661-2672. https://doi.org/10.1081/CSS-120014471

Bolan, N.S., Rowarth, J., de la Luz Mora, M., Adriano, D. & Curtin, D. 2008. Biological transformation and bioavailability of nutrient elements in acid soils as affected by liming. *Developments in Soil Science*, 32: 413-446. https://doi.org/10.1016/S0166-2481(07)32017-5

Bonini, B.S.C. & Alves, M.C. 2011. Aggregate stability of a degraded Oxisols in recovery with green manure, lime and gypsum. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 35: 1263-1270. http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832011000400019

Bustamante, M.M., Nobre, C.A., Smeraldi, R., Aguiar, A.P., Barioni, L.G., Ferreira, L.G., Longo, K., May, P., Pinto, A.S. & Ometto, J.P.H.B. 2012 Estimating greenhouse gas emissions from cattle raising in Brazil. *Climatic Change*, 115(3-4):559-577. https://doi.org/10.1007/s10584-012-0443-3

Caires, E.F., Banzatto, D.A. & Fonseca, A.F. 2000. Calagem na superfície em sistema de plantio direto. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 24(1): 161-170.

Calderano Filho, B., Santos, H.G., Fonseca, O.O.M., Santos, R.D., Primavesi, O. & Primavesi, A.C. 1998. *Os solos da Fazenda Canchim, Centro de Pesquisa de Pecuária do Sudeste, São Carlos, SP: levantamento semidetalhado, propriedades e potenciais.* Rio de Janeiro, RJ: EMBRAPA-CNPS, São Carlos, SP: EMBRAPA-CPPSE, 95 p.

Cantarella, H. Raij, B. & Quaggio J.A. 1998. Soil and plant analyses for lime and fertilizer recommendations in Brazil. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 29: 1691-1706. https://doi.org/10.1080/00103629809370060

Cantarella, H., Corrêa, L.A., Primavesi, O. & Primavesi, A.C. 2002. Fertilidade do solo em sistemas intensivos de manejo de pastagens. *In Simpósio sobre Manejo da Pastagem*, 19. Piracicaba, Fundação de Estudos Agrários Luiz de Queiroz (FEALQ). p. 99-131.

Corazza, E.J., Silva, J.E., Resck, D.V. & Gomes, A.C. 1999. Comportamento de diferentes sistemas de manejo como fonte ou depósito de carbono em relação à vegetação de cerrado. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 23: 425-432. https://doi.org/10.1590/S0100-06831999000200025

Costa, F.S., Bayer, C., Albuquerque, J.A. & Fontoura, S.M.V. 2004. Calagem e as propriedades eletroquímicas e físicas de um Latossolo em plantio direto. *Ciência Rural*, 34: 281-284. https://doi.org/10.1590/S0103-84782004000100045

De Klein, C., Novoa, R.S.A., Ogle, S., Smith, K.A., Rochette, P., Wirth, T.C., McConkey, B.G., Mosier, A., Rypdal, K., Walsh, M. & Williams, S.A. 2006. N_2O emissions from managed soils, and CO_2 emissions from lime and urea application. *In* Gytarsky, M., Hiraishi, T., Irving, W., Krug, T. & Penman, J. (Eds.) *2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse gas Inventories*. Geneva: IPCC Intergovernmental Panel on Climate Change, pp. 11.1–11.54.

Fageria, N.K. & Baligar, V.C. 2008. Ameliorating soil acidity of tropical Oxisols by liming for sustainable crop production. *Advances Agronomy*, 99: 345-431. https://doi.org/10.1016/S0065-2113(08)00407-0

Fisher, M.J., Rao, 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*, 6494: 236-237. https://doi.org/10.1038/371236a0

Haynes R.J. & Naidu R. 1998. Influence of lime, fertilizer and manure applications on soil organic matter content and soil physical conditions: a review. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 51(2): 123–137. https://doi.org/10.1023/A:1009738307837

Hunke, P., Müller, E.N., Schröder, B., Zeilhofer P. 2015. The Brazilian Cerrado: assessment of water and soil degradation in catchments under intensive agricultural use. *Ecohydrology*, 8: 1154-1180. https://doi.org/10.1002/eco.1573

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* [Core Writing Team, R.K. Pachauri and L.A. Meyer (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, 151 pp

Jantalia, C.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 Tillage Research*, 95: 97-109. https://doi.org/10.1016/j.still.2006.11.005

Martha Jr., G.B. & Vilela, L. 2002. Pastagens no Cerrado: baixa produtividade pelo uso limitado de fertilizantes em pastagens. Planaltina: Embrapa Cerrados. 32p. (Documentos, 50). (also available at: https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/CPAC-2009/23083/1/doc_50.pdf)

Mazzetto, A.M., Feigl, B.J., Schils, R.L.M., Cerri, C.E.P. & Cerri, C.C. 2015. Improved pasture and herd management to reduce greenhouse gas emissions from a Brazilian beef production system. *Livestock Science*, 175: 101-112. https://doi.org/10.1016/j.livsci.2015.02.014

Nahass, S. & Severino J. 2003. *Calcário agrícola no Brasil*. Série estudos e documentos, 55. Centro de Tecnologia Mineral, Rio de Janeiro.

Nunes, M.R., Denardin, J.E., Vaz, C.M.P., Karlen, D.L. & Cambardella, C.A. 2019. Lime movement through highly weathered soil profiles. *Environmental Research Communications*, 1(11): 115002. https://doi.org/10.1088/2515-7620/ab4eba

Oliveira, P.P.A., Boaretto, A.E., Trivelin, P.C.O., Oliveira, W.S. & Corsi, M. 2003. Liming and fertilization to restore degraded *Brachiaria decumbens* pastures grown on an entisol. *Scientia Agricola*, 60: 125-131. https://doi.org/10.1590/S0103-90162003000100019

Oliveira, P.P.A., Pezzopane, J.R.M., Meo Filho, P., Berndt, A., Pedroso, A.D.F. & Bernardi, A.C.C. Balanço e emissões de gases de efeito estufa em sistemas integrados. *In Congresso Brasileiro de Sistemas Integrados de Produção Agropecuária, 1º Encontro de Integração Lavoura-Pecuária no sul do Brasil.* Intensificação com Sustentabilidade, UTFPR: Cascavel, Brazil, 2017, pp. 23–32.

Primavesi, O., Corrêa, L. De A., Freitas, A.R. & Primavesi, A.C. 2008. Calagem superficial em pastagens de *Brachiaria decumbens* cv. Basilisk sob adubação nitrogenada intensa. São Carlos, SP: Embrapa Pecuária Sudeste, 66 p. (Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento / Embrapa Pecuária Sudeste, 15). (also available at: https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/CPPSE/18188/1/Boletim15.pdf)

Primavesi, O., Primavesi, A.C., Corrêa, L.A., Armelin, M.J.A. & Freitas, A.R. 2004. Calagem em pastagem de *Brachiaria decumbens* recuperada com adubação nitrogenada em cobertura. São Carlos: Embrapa Pecuária Sudeste, 32 p. (Embrapa Pecuária Sudeste. Circular Técnica, 37). (also available at: https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/bitstream/doc/46362/1/Circular37.pdf)

Rocha Junior, P.R., Andrade, F.V., Mendonça, E.S., Donagemma, G.K., Fernandes, R.B.A., Bhattharai, R. & Kalita, P.K. 2017. Soil, water, and nutrient losses from management alternatives for degraded pasture in Brazilian Atlantic Rainforest biome. *Science of Total Environment*, 583: 53-63. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.12.187

Sá, J.C.M., Lal, R., Cerri, C.C., Lorenz, K., Hungria, M. & Carvalho, P. 2017. Low-carbon agriculture in South America to mitigate global climate change and advance food security. *Environment International*, 98: 102-112. https://doi.org/10.1016/j.envint.2016.10.020

Scurlock, J.M.O. & Hall, D.O. 1998. The global carbon sink: a grassland perspective. *Global Change Biology*, 4: 229-233. https://doi.org/10.1046/j.1365-2486.1998.00151.x

Silva, J.G, Ruviaro, C.F. & Ferreira Filho, J.B.S. 2017. Livestock intensification as a climate policy: Lessons from the Brazilian case. *Land Use Policy*, 62: 232-245. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2016.12.025

Silva, R.O., Barioni, L.G., Hall, J.A.J., Folegatti-Matsuura, M., Albertini, T.Z., Fernandes, F.A., Moran, D. 2016. Increasing beef production could lower greenhouse gas emissions in Brazil if decoupled from deforestation. *Nature Climate Change*, 6(5): 493-497. https://doi.org/10.1038/nclimate2916

Souza, D.M.G. & Lobato, E. 2004. Cerrado: correção do solo e adubação. 2.ed. Brasília, DF: Embrapa Informação tecnológica, 461p.

Yamada T. 2005. The Cerrado of Brazil: a success story of production on acid soils. *Soil Science and Plant Nutrition*, 51(5): 617–620. https://doi.org/10.1111/j.1747-0765.2005.tb00076.x

33. 南美洲在低地實施保育性農業的經驗

Giovani Theisen and Julio Jose Centeno da Silva

Embrapa Clima Temperado, Pelotas, RS, Brazil
巴西農業研究公司Embrapa溫帶氣候研究中心

1. 使用措施

保育性農業、作物–畜牧整合系統、濕地管理

2. 案例研究說明

減少或消除多餘的土壤水分，是將保育性農業（保育性農業）運用在低地水成土（hydromorphic soil）的過程中，需要克服的障礙與步驟之一。高架植床（raised-bed）和壟溝（ridge-and-furrow）為低地田地的兩種著名的耕作技術，是保護作物不受土壤中過多水分影響的有效方法。然而，這些方法通常需要密集的整地，很難與保育性農業措施（如免耕）相容。在全球許多地區，於低地稻田中建立一個完全依照保育性農業進行的系統的挑戰尚未完全解決。由於考慮到有效的土壤排水[6] 是實現低地作物多樣化的必要條件，以及保育性農業是長期提高土壤品質的途徑，本案例研究提出了一個替代常用壟溝的概念。在這個新概念中，不再採用只能維持數個作物季節的短期、狹窄的壟體設計（例如，寬度不超過一公尺），而是建造幾乎永久性的寬（八公尺寬）壟體（圖 33 和照片 64），並嚴格按照保育性農業，並且結合作物–畜牧整合（混農牧業）的原則進行耕種。夏季種植大豆（*Glycine max*）和玉米（*Zea mays*）等糧食作物（每季一作物），冬季的田地則用於種植牧草〔黑麥草（*Lolium* spp.）和黑燕麥〕和飼養肉牛。巴西南部的安布拉帕溫帶氣候低地實驗站（Lowlands Experimental Station of Embrapa Clima Temperado）（南緯 31.8134 度；西經 52.4736 度）進行了為期九年的研究，對此新概念進行了評估和驗證。

[6] 有效的土壤排水意指，首先，田地將快速排水（例如在降雨後）和均勻排水（將整個田地排水，而不留下排水不良的斑塊，其需要很長時間才能乾燥，會損害作物）。其次，它意味著田地有位置良好的渠道（channel），可以避免季節性或暫時性洪水造成的損害，並使地下水位保持在根域（root zone）以下。

3. 案例研究背景

稻（*Oryza* spp.）是巴西的主食。大約 80% 的穀物是生產自該國南部的低地。該作物是使用完全灌溉，在 2020 年耕種季節的平均糧食產量接近每公頃八噸（IBGE, 2020）。該地域大部分區域的氣候屬於夏熱亞熱帶濕潤氣候（Cfa），年平均溫度接近 18℃，年降水量約為 1400 毫米。排水不良、易壓實、酸性質地和低有機質（organic matter）含量等土壤特徵限制了水稻以外的作物種植。這些地區以黏盤土（Planosols）為主（Santos et al., 2018），低至中等肥力為其特徵。該地區有 71% 可耕低地的土壤有機物質被歸類為「低」（<2.5%）（Boei et al., 2010）。本文描述的研究是在海拔13公尺的簡育黏盤土（Haplic planosol）上進行，土壤容積密度為1.49公斤 / 立方公寸，其中，含有 20% 的黏粒，38% 的坋粒，42% 的砂粒，和 1.5% 的有機質。

總體而言，巴西南部以稻為基礎的耕作系統在過去幾十年裡大幅的改善。然而，新的驅動因素在區域範圍內變得重要，其中與提高土壤品質的需求及低地大豆可耕面積的擴展特別相關。與稻不同的是，大豆和其他物種需要有效的排水系統才能成功。為了形成有利於雨養作物的環境，並為應用與保護性農業相關的措施創造條件，建造大壟體（在我們的研究中，寬度為八公尺，如圖 33 所示）是具有成本效益的方法。此方法可以有效地保持土壤乾燥，從而減少與機械相關的土壤壓實（在潮濕的土壤中很常見），並保護夏季經濟作物不受積水影響。此外，採用免耕和壟溝提供的良好排水的 綜合效果，可使生長季節延長到初冬，即牧草種植的時間。在新系統中，冬季產生的乾生物量（biomass）達到 4.5 噸 / 公頃，而其他以稻為基礎的傳統模式中，所產生的乾生物量約為 1 噸 / 公頃。生物量的生產對增加土壤有機質非常重要。更多工作的細節和結果可在 Theisen 等人（2017）的研究中評估。

4. 擴大規模的可能性

使用大型壟體作為排水系統的概念可以在世界各地的低地進行調整和使用。由於其構造簡單（照片 64），使不同技術水準的農民都可建造系統。我們在巴西南部 2~19 公頃的區域進行長期評估（照片 65 和照片 66）。在其他具有相似土壤和氣候的地區，不僅可以建立及調整壟溝的物理結構，也可建立類似的輪作計畫，包含與保育性農業相關的措施。巴西中部的農民已經在更大的規模中（如約 1000 公頃的田地）採用了 20 公尺寬的壟溝系統。在這案例中，原本平坦的地區由於季節性的洪水，一直沒有得到充分利用，而正在生產熱帶牧草。

5. 對土壤有機碳庫存的衝擊

表 136. 對土壤有機碳庫存的影響

地點	氣候帶	土壤類型	基準線碳庫存（噸碳／公頃）	額外的碳儲量（噸碳／公頃／年）	研究時間（年）	參考文獻
巴西（南部地區）	夏熱亞熱帶濕潤氣候（Cfa*）	簡育黏盤土	27.4	0.77	9	Theisen (2017)

* 根據柯本氣候分類法（Köppen's climate classification）

6. 該措施的其他效益

6.1. 改善土壤性質

經濟作物（大豆和玉米）按照地區建議和土壤分析施用氮、磷和鉀肥。牧場以氮肥施肥，每一耕作期（cropping season）的施肥量為 25~50 公斤氮／公頃不等。我們觀察到土壤中鉀和磷的含量有所增加，從 2006~2015 年，鉀和磷的含量分別從 50 增加到 80 毫克／立方公寸，以及 2.4 增加到 85 毫克／立方公寸。未評估土壤的物理或生物性質。

6.2. 最小化對土壤功能的威脅

表 137. 土壤威脅

土壤威脅	
養分的失衡和循環	在大型壟體上進行的覆蓋作物和作物–畜牧整合，有可能改善養分平衡與循環（Theisen et al., 2017）。
土壤生物多樣性損失	保育性農業的措施（敷蓋、最低的土壤擾動）可能會增加土壤的生物多樣性（Finn et al., 2017）。
土壤壓實	大型壟體可以保持土壤乾燥，從而降低農業機具引起的土壤壓實強度（Ahmadi and Ghaur, 2015）；牧草和覆蓋作物的根系也有助於減少土壤壓實（Ralisch et al., 2010）。
土壤水分管理	在乾旱季節，敷蓋有助於為作物保存土壤水分（Gan et al., 2013）。

6.3. 產量增加（如食物、燃料、飼料、木材）

實驗區間內（2006~2015 年），每個耕作期從實驗站周圍 14 個最近的城市收集玉米和大豆糧食產量相關的官方數據（IBGE, 2020）。相比這些區域的平均值，以壟溝為基礎的生產系統顯著提高玉米（+274%）和大豆（+19%）的糧食產量。以類似的方式，減少排水不良造成的限制，使冬季能生產高品質的牧草，使生物質量提高 4.5 倍。因此，除了糧食生產外，具有大型壟體的稻田也可以飼養牲畜（無論是牛奶或肉品）。綜上所述，這種方法是在水成（hydromorphic）、難以耕作且平坦的土壤中強化及多樣化農業生產的有效途徑。

6.4. 緩解和適應氣候變遷

保育性農業的主要原則之一是在土壤表面保持一層秸稈。敷蓋以及其他措施，如最低或零土壤擾動，為增加土壤有機碳創造了有利的環境。這兩個因素（敷蓋層和高有機質含量）都可能增加耕作系統對抗乾旱，及其他極端氣候事件的韌性。敷蓋層減少了土壤中的水分蒸發，而有機碳增加了土壤的保水力。除了與水分平衡有關的貢獻外，在增加土壤有機質在土壤和大氣碳的平衡（與全球暖化有關的因素）具有眾所周知及重要的地位。

6.5. 社會經濟效益

實驗證明大型壟體系統被證實為有意思的策略，能使原本僅限於灌溉水稻和畜牧業生產的潮濕和容易淹水的稻田中，種植更多種類的作物（穀物、牧草和覆蓋作物）。投射到農場層面來看，多樣化意味著全年有更多的收入來源，可以提高農民的貨幣自主性和自給自足。這個觀點對於財力有限的人來說更為重要。在我們的長期研究中，比較了五個不同的低地耕作系統的一些財務相關指標，其中一個就是本章報告的模式。貨幣風險（總成本）、淨收益和盈利能力在大型壟作系統和作物–畜牧整合模式中，都優於其他耕作系統。有關耕作系統、方法和價值的細節可在 Theisen（2017）的研究報告中查閱。

7. 該措施的潛在缺點

7.1. 溫室氣體排放量增加

在本章報告的長期研究中，所有的投入、產出、能源、機械使用、田間每項作業所需的時間、每株作物和耕作期產生的生物量，以及實驗開始和結束時的土壤有機質含量都被量測及計算。以 壟溝為基礎的耕作系統的溫室氣體排放和平衡，經合併且以二氧化碳當量標準化，總結如下：排放的二氧化碳當量為 2.64（±0.30）噸 / 公頃 / 年；二氧化碳當量平衡為 0.19（±0.30）噸 / 公頃 / 年。詳情、與其他耕作系統的比較，以及其他相關指標請見 Theisen（2017）的研究報告。

7.2. 與其他措施的衝突

具有大型壟體的田地會保持良好的排水性，因為壟體的形狀使水無法蓄積在土壤表面。這種情況無疑不是最適合種植地面灌溉的水稻，因為這種灌溉方法需要平坦的土壤才能成功。基於這個原因，我們指出，壟溝方法適用於不種植水稻的超低地，或者適用於灌溉水稻長期輪作的部分地區（例如，三年或以上）。

7.3. 產量減少（如食物、燃料、飼料、木材、纖維）

在負面影響方面，未有具任何有意義的實證。事實上，大型壟體對作物、牧草和覆蓋作物的生產有正面影響。

8. 實行該措施前的建議

可以透過引導犁地設備在田間形成所需的形狀（圖 33-A），或者透過調整已經用於土壤平整的設備，如刨土機（圖 33-B），來建造壟體。圖 33-A 中描繪的中央壟溝說明了板犁（moldboard plow）耕作第一遍後壟體的基本形成；為了消除土塊並形成更平滑及均勻的形狀（如圖 33-A 中的橫向壟溝），隨後可能需要用輕型圓盤耙進行作業。壟體的寬度、高度和長度可以有多樣變化，較好的措施是將其建成與機械輪距的倍數相匹配的尺寸，或，如聯合收割機（combine harvester）的割刀寬度的兩倍。此技術的重要性在於，相對較大的壟體寬度允許使用與高地相同的機械進行常見的管理措施（如播種、收割、病蟲害防治）。

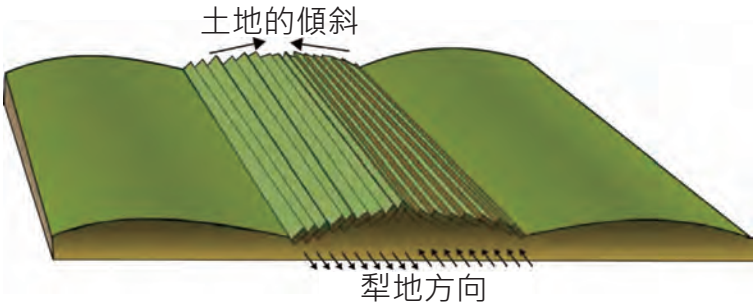
9. 採用該措施的潛在障礙

表 138. 採用該措施的潛在障礙

障礙	有 / 無	
文化	有	專門從事於低地栽培灌溉水稻的農民，可能會發現在管理雨養作物或牲畜方面會有困難。
經濟	無	建造壟體的成本與慣行的整地作業（犁 + 耙）相似。不同的是，一旦建成，壟體可以維持數年（10 年或以上）。
機構	有	機構的正常運作，特別是農村推廣服務，增加了農民採用此方法的機會。從這個角度來看，缺乏機構資源是採用該系統的潛在障礙，主要是針對高度依賴這些服務作為知識來源，和改進做法的農民（Navarro 也指出，2020）。
知識	有	保育性農業的措施需要對敷蓋、最低的土壤擾動和輪作有基本的熟悉。並非所有的農民或助手都具備所需的知識。同樣地，並非所有的農民都能有效地管理作物–畜牧整合。從這個角度來看，知識可能是採用該系統成功與否的障礙。

此措施的視覺圖示

A)



B)

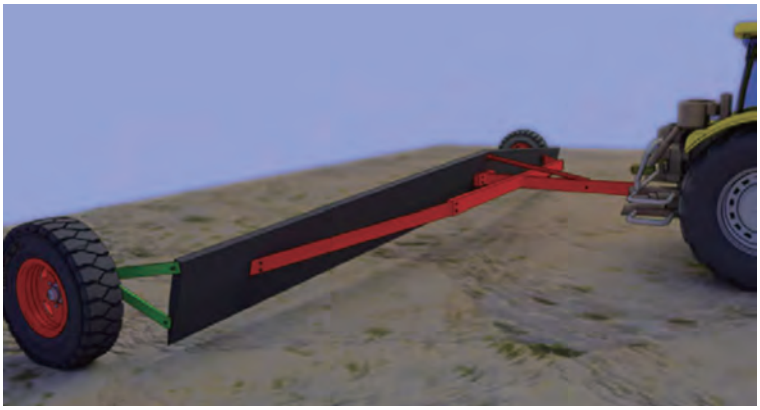
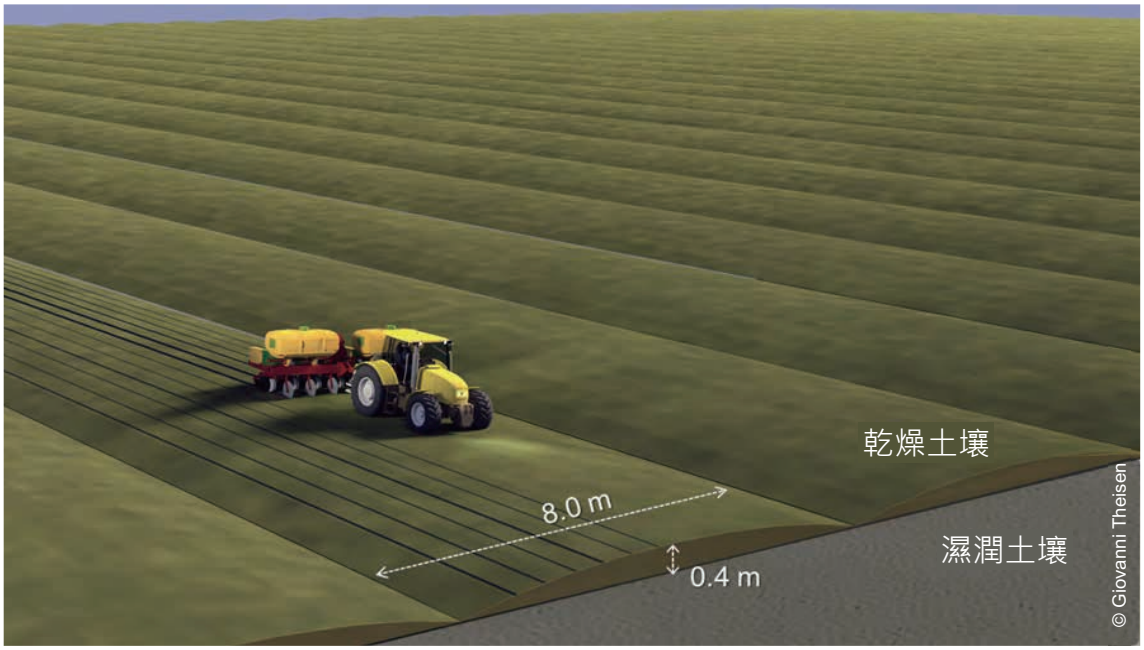


圖 33. 調整耕作方向可以建立大型壟體

透過調整普通板犁或圓盤犁的耕作方向（a），或使用刀片的整地機等設備（b），可以建立大型壟體。圖 1-a 是根據 https://en.wikipedia.org/wiki/Ridge_and_furrow；圖 1-b 由作者製作



照片 64. 建立大型壟體田地的簡易示意圖

照片 65. 生長在低地大壟體上的大豆，2013 年 1 月，巴西南里約格蘭州，佩洛塔斯

照片 66. 黑燕麥 (*Avena strigosa*) 的牧場，在 19 公頃的樣區上用 八公尺大的壟體進行栽培，巴西佩洛塔斯，2012 年 8 月（經參與者許可）

參考文獻

Ahmadi, I. & Ghaur, H. 2015. Effects of soil moisture content and tractor wheeling intensity on traffic-induced soil compaction. *Journal of Central European Agriculture*, 16(4): 489. https://doi.org/10.5513/JCEA01/16.4.1657

Boeni, M., Anghinoni, I., Aymone Genro Junior, S. & Dias Osorio Filho, B. 2010. *Evolução da fertilidade dos solos cultivados com arroz irrigado no Rio Grande do Sul.*. Boletim Técnico No. 10. Cachoeirinha, Rio Grande do Sul, Instituto Rio Grandense do Arroz. p. 40. (also available at https://www.agrolink.com.br/downloads/Evolucao_da_fertilidade.pdf).

Finn, D., Kopittke, P.M., Dennis, P.G. & Dalal, R.C. 2017. Microbial energy and matter transformation in agricultural soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 111: 176–192. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2017.04.010

Gan, Y., Siddique, K., Turner, N., Li, X.G., Niu, J.-Y., Yang, C., Liu, L. & Chai, Q. 2013. Ridge-furrow mulching systems - an innovative approach for boosting crop productivity in semiarid rain-fed environments. *Advances in Agronomy*, 118: 429–476. https://doi.org/10.1016/B978-0-12-405942-9.00007-4

IBGE. 2020. *Sistema IBGE de Recuperação Automática – SIDRA* [online]. [Accessed 6 June 2020] https://sidra.ibge.gov.br/home/lspa/rio-grande-do-sul

Navarro, Z. (Org.). *A economia agropecuária do Brasil - a grande transformação*. São Paulo, Brazil: Editora Baraúna, 2020. 350p. ISBN 978-65-87278-26-1.

Ralisch, R., Almeida, E. de, Silva, A.P. da, Pereira Neto, O.C. & Guimarães, M. de F. 2010. Morphostructural characterization of soil conventionally tilled with mechanized and animal traction with and without cover crop. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 34(6): 1795–1802. https://doi.org/10.1590/S0100-06832010000600003

Santos, H.G., Klinger Tito Jacomine, P., Cunha dos Anjos, L.H., de Oliveira, V.A., Lumbreras, J.F., Rizzato Coelho, M., de Almeida, J.A., Coelho de Araujo Filho, J., de Oliveira, J.B. & Feirreira Cunha, T.J. 2018. *Sistema brasileiro de classificação de solos (5ª ed.).* 5. Brasília, Brazil: Embrapa Solos, 356. ISBN 978-85-7035-800-4.

Theisen, G. 2017. *A comprehensive assessment of agriculture in lowlands of south Brazil: characterization and comparison of current and alternative concepts.* 2017. 234 (PhD thesis). Department of Plant Sciences, Wageningen University & Research, Wageningen, Netherlands. https://doi.org/10.18174/419841

Theisen, G., Silva, J.J.C., Silva, J.S., Andres, A., Anten, N.P.R. & Bastiaans, L. 2017. The birth of a new cropping system: towards sustainability in the sub-tropical lowland agriculture. *Field Crops Research*, 212: 82–94. https://doi.org/10.1016/j.fcr.2017.07.001

34. 巴西熱帶農業生態系統的整合農業

Mohammad I. Khalil[1], Cláudia M.d.S. Cordovil[2], Rosa Francaviglia[3], Beverley Henry[4], Katja Klumpp[5], Peter Koncz[6], Mireia Llorente[7], Beata E. Madari[8], Muñoz-Rojas Miriam[9,10], Nerger Rainer[11]

（共同作者按字母順序排列）

[1] School of Applied Sciences & Technology, Prudence College Dublin, Dublin 22 and S chool of Biology & Environmental Science, University College Dublin, Dublin 4, Ireland
愛爾蘭都柏林普魯登斯學院應用科學與技術學院、都柏林大學生物與環境科學學院

[2] University of Lisbon, School of Agriculture, Forest Research Center, Lisboa, Portugal
葡萄牙里斯本大學農學院森林研究中心

[3] Council for Agricultural Research and Economics, Research Centre for Agriculture and Environment (CREA-AA), Rome, Italy.
義大利農業研究與經濟委員會農業與環境研究中心（CREA-AA）

[4] Science and Engineering Faculty, Queensland University of Technology, Brisbane, Australia
澳洲昆士蘭科技大學科學與工程學院

[5] Grassland Ecosystem Research, INRA, Clermont-Ferrand, France
法國國家農業研究院草原生態系統研究中心

[6] Duna-Ipoly National Park Directorate, Budapest, Hungary and MTA–SZIE Plant Ecology Research Group, Gödöllő, Hungary
匈牙利多瑙河-伊波利國家公園管理局，以及匈牙利科學院-聖伊斯特萬大學（MTA-SZIE）植物生態學研究團隊

[7] Forest Department. University of Extremadura, Plasencia Campus. Spain
西班牙埃斯特雷馬杜拉大學普拉森西亞校區森林系

[8] Embrapa Rice and Beans, Santo Antônio de Goiás, GO, Brazil
巴西農業研究公司Embrapa稻米和豆類研究中心

[9] UNSW Sydney, School of Biological, Earth and Environmental Sciences, Sydney NSW, Australia
澳洲新南威爾斯大學生物、地球與環境科學學院

[10] The University of Western Australia, School of Biological Sciences, Crawley, WA, Australia澳洲西澳洲大學生物科學學院

[11] Soil & More Impacts GmbH, German office, Hamburg, Germany
德國土壤與更多影響公司德國辦事處

1. 相關措施和熱點

整合作物–畜牧系統、混林牧業（silvopastoralism）、混農林牧業(agrosilvopastoralism）、復育退化的草原；草原

2. 案例研究說明

整合系統是一種農業措施，旨在同一地區結合作物、牲畜和林業活動。這些系統可分為：（1）整合作物與畜牧（integration of crop-livestock, ICL）〔混農牧系統（agropastoral system）〕，（2）整合作物與林 業（crop-forestry, ICF）〔耕地混植系統（silvoarable）〕，（3）整合畜牧與林業（livestock-forestry, ILF）〔混林牧系統（silvopastoral）〕和（4）整合作物–畜牧與林業（crop-livestock-forestry, ICLF）〔混農林牧系統（agrosilvopastoral）〕。選擇哪種農業方式取決於該地區的經濟和地理特徵、獲得金融獎勵的途徑、耕作設施、農民的技能、生產策略和文化方面的因素等（Balbino, Cordeiro and Martnez, 2011a; Balbino et al., 2011b; Galford, Soares-Filho and Cerri, 2013; Gil, Siebold and Berger, 2015）。

整合系統是復育牧場的有望措施之一（Muniz et al., 2011; Assis et al., 2015; Loss et al., 2011），可減少土地管理不當的影響，如：土壤碳的流失和溫室氣體的淨排放（Lemaire et al., 2014）。由於同一地區不同土地利用類型的協同作用，整合系統也有利於農業投入的高效利用（Vilela, Martha Junior and Marcho, 2012; Peyraud, Taboada and Delaby, 2014; Soussana and Lemaire, 2014）。

3. 案例研究背景

本章提供的資料與熱帶氣候下的整合系統有關（亞馬遜南部和塞拉多，巴西的新熱帶稀樹草原）。這些地區通常有乾燥的冬季（5 月~8 月及 5 月~10 月），年平均降雨量在 1500~2000 毫米之間，其中約 95% 集中在 9 月和 4 月。年平均溫度介於 23~26℃ 之間。土壤主要是鐵鋁土（FAO, 2015）。氣候是土壤有機質快速轉換的關鍵因素。

4. 擴大規模的可能性

在巴西，包括所有生物群系（biome）在內，採用整合系統的規模在 2005 年約為 187 萬公頃（Balbino, Barcellos and Stone, 2011c），至 2015 年達到 1147 萬公頃（Embrapa, 2016）。在全國範圍內，過去五年中畜牧業者（肉類和乳製品）的增幅最大，占 10%；而穀物（大豆和玉米）生產者以每五年 1% 的速度採用該系統（Embrapa, 2016）。然而，該國各地區之間存在重要差異。雖然過去五年採用整合系統的增長是合理的，但必須注意的是持續採用此系統的趨勢。牧場主採用的主要原因之一是減少生產對環境的影響，和復育退化牧場的壓力，這是兩個相互關聯的目標。在糧食生產者中，主要驅動力是增加產量（Embrapa, 2016）。在區域層面上，取得資訊、教育、文化、供應鏈基礎設施和歷史的土地使用模式（Gil, Garrett and Berger, 2016），是成功採用整合作物–畜牧–林業的決定因素。

世界各地存在著種類繁多的整合系統，證明了該概念對各種生態區域和生產目的的需求和適應性 (Sulc and Franzluebbers, 2014; Bell, Moore and Kirkegaard, 2014; Peyraud, Taboada and Delaby, 2014)。這些系統的共同點在於，能夠捕捉不同土地利用系統之間的生態交互作用，為養分循環、保護自然棲息地、土壤品質改善和生物多樣性，更有效率的農業生態系統提供了機會（Lemaire et al., 2014）。

5. 對土壤有機碳庫存的衝擊

大多數包括作物和牲畜的整合系統的相關文獻顯示，整合作物–畜牧系統的結果缺乏林業部分的存在。在連續一年生作物系統轉換為整合作物–畜牧後的 1~8 年，三個不同的農場〔兩個在亞馬遜，一個在*塞拉多*（巴西的新熱帶稀樹草原）生物群落〕在土壤深度 0.0~0.3 公尺的積累率為 0.82~2.58 噸碳 / 公頃 / 年（3.00~9.46 噸二氧化碳 / 公頃 / 年）（Carvalho et al., 2010）。在亞馬遜南部的整合作物–畜牧–林業系統中，與相鄰的退化牧場相比，在土壤深度 0~1 公尺的的積累量為 1.47 噸碳 / 公頃 / 年（5.39 噸二氧化碳 / 公頃 / 年）（Oliveira et al., 2018）。大多數儲存的碳都位於樹線下 0.3 公尺。在巴西東南部，與粗放式放牧相比，Bieluczyk 等人（2020）在整合作物–畜牧和整合作物–畜牧–林業表層 0.4 公尺的土壤層中，分別測量到 1.96 和 1.74 噸碳 / 公頃 / 年的增加（7.19 和 6.38 噸二氧化碳 / 公頃 / 年）。然而，在整合作物–畜牧中加入樹木，並未進一步增加碳庫存，而是減少了 0.22 噸碳 / 公頃 / 年。這可能是因為樹蔭下一年生作物和草種的生長受到限制，導致土壤的碳和氮投入減少。適當的整合作物–畜牧–林業管理（如樹與樹之間的距離、養分平衡，尤其是氮）是實現有效土壤碳積累的關鍵（表 139）。

表 139. 巴西的整合系統報告的土壤有機碳庫存的變化

地點	氣候帶	土壤類型（FAO,2015）	基準線碳庫存（噸碳 / 公頃）	額外的碳儲量（噸碳 / 公頃 / 年）	研究時間（年）	深度（公分）	更多資訊	參考文獻
巴西東南部，熱帶稀樹草原	熱帶潤濕氣候（Humid Tropical）	氧化土	-	1.96	6	0~40	整合作物–畜牧、MAP 1545 毫米、MAT 20.6℃、40% ＞黏粒＞ 30%	Bieluczyk et al. (2020)
			-	1.74			整合作物–畜牧與林業、MAP 1545 毫米、MAT 20.6℃、40% ＞黏粒＞ 30%	
巴西南方亞馬遜		暗紅高嶺濕潤氧化土（Rhodic Kandiudox）	50.10	2.85	4	0~30	整合作物–畜牧、MAP 2200 毫米、MAT 26℃、70% ＞黏粒＞ 60%、高度肥沃的土壤	Carvalho et al. (2010)
		典型簡育濕潤氧化土（Typical Hapludox）	57.40	1.35			整合作物–畜牧、MAP 2000 毫米、MAT 28℃、60% ＞黏粒＞ 50%	
巴西中西部，熱帶稀樹草原		典型簡育濕潤氧化土	66.44	0.82	8	0~30	整合作物–畜牧、MAP 1500~1800 毫米、MAT 23℃、70% ＞黏粒＞ 60%	
巴西南方亞馬遜		氧化土	110.66	1.47	12	0~100	整合作物–畜牧–林業，樹行旁有三行桉樹，營養均衡的土壤，MAP 1954 毫米，MAT 26℃，0~30 公分：60% ＞黏粒＞ 50%，30~100 公分：70% ＞黏粒＞ 60%	Oliveira et al. (2018)
			55.05	0.58		0~30		
			55.61	0.89		30~100		
			110.66	-0.04		0~100	整合作物–畜牧–林業，樹行旁有 3 行桉樹，缺氮的土壤，MAP 1954 毫米，MAT 26℃，0~30 公分：60% ＞黏粒＞ 50%，30~100 公分：70% ＞黏粒＞ 60%	
			55.05	0.01		0~30		
			55.61	-0.05		30~100		

年平均降水量：mean annual precipitation, MAP；年平均溫度：mean annual temperature, MAT

6. 該措施的其他效益

6.1. 改善土壤性質

由於同一地區不同土地利用類型的協同作用（Vilela, Martha Junior and Marchão, 2012; Peyraud, Taboada and Delaby, 2014; Soussana and Lemaire, 2014），整合系統改善了土壤的生物物理性質，如微生物生物碳、土壤有機質、pH 值、土壤結構、保水力、微生物多樣性（Muniz et al., 2011; Assis et al., 2015; Loss et al., 2011; Lisboa et al., 2014），以及養分循環。

6.2. 最小化對土壤功能的威脅

表 140. 土壤威脅

土壤威脅	
土壤侵蝕	優質的牧草和樹木增加了土壤覆蓋。土壤性質的改善降低了土壤流失的脆弱度。
養分的失衡和循環	增強養分循環並減少對外部投入的依賴。
土壤沾染 / 汙染	散播糞肥的擴散增加了土壤有機質，並有可能提高土壤對金屬可用性的緩衝能力。
土壤酸化	增加土壤有機質有助於減少鋁對作物的毒性。
土壤生物多樣性損失	地面上多樣性的增加，是土壤微生物群落反應的重要驅動力，增強了地面下的生物多樣性並影響了微生物結構。
土壤壓實	土地利用輪作、少耕、兩用牧草輪作。
土壤水分管理	由於在富含碳和氮的土壤中改善了土壤團粒形成和團粒穩定性，提升了水循環平衡和水分境況。

6.3. 產量增加（如食物、燃料、飼料、木材）

這種多功能系統提供了生物量，包括飼料、食品、能源（作為木柴和木炭）、纖維和其他非食物產品，如木材、纖維素、傢俱和建築材料。

6.4. 緩解和適應氣候變遷

在未來氣候變遷的情況下，混農林牧系統代表了有效的緩解和適應策略，因為它們會在土壤中固存碳，尤其是在包括樹木的情況下。樹木代表了從大氣中清除二氧化碳的額外能力，並使該系統至少能夠補償部分畜牧業排放的等量溫室氣體（Alves et al., 2015）。然而，整合作物–畜牧–林業的適當管理（如樹木之間的距離，以及養分平衡，尤其是氮）對於實現有效的土壤碳儲量至關重要。此外，由植物殘體和草地覆蓋的土壤表面，有助於生產系統適應雨季的乾旱期（雨季內降水的異常短缺，可能是氣候變遷的結果）和一般的土壤水分流失。

6.5. 社會經濟效益

除了生物物理上的協同效應，整合系統還為更有效地利用機械、提高農民收入，和增加農村地區的就業機會提供了機會（Macedo, 2009; Vilela, Martha Junior and Marchao, 2012）。與高度集約化的作物或牧場操作相比，這些系統增強了對抗生物物理和經濟壓力的韌性（HLPE, 2016）。

7. 該措施的潛在缺點

7.1. 權衡對土壤功能的其他威脅

表 141. 土壤威脅

土壤威脅	
養分的失衡和循環	如果不能實現養分平衡，土壤中的碳積累就會受到阻礙。
土壤沾染 / 汙染	潛在地減少了外部投入。
土壤壓實	雖然輪流使用土地，少耕或零耕犁，以及與兩用牧草輪作，可能會減少土壤壓實，但仍應控制牲畜放養率，以避免抵消土壤管理的正面作用。

7.2. 溫室氣體排放量增加

隨著整合系統的實施，生產強度可能會增加，這意味著每公頃的動物單位數量增加。因此，氧化亞氮（尿液、糞便和最終的礦物氮）和甲烷（腸道發酵）的排放也預期上升。另一方面，改良後的草原和樹木增加了土壤有機碳的密度，有助於清除大氣中的二氧化碳。據估計，2010~2016 年期間，巴西整合作物–畜牧–林業土地面積的增加有助於緩解（清除）約 3.79 毫克二氧化碳當量 / 公頃 / 年（Manzatto et al., 2020）。

7.3. 與其他措施的衝突和克服障礙的工具

相對於高度專業化的生產系統而言，整合系統的複雜性可能會阻礙其被大規模採用。透過引入認證系統的碳權（carbon credits）收益，似乎是一個重要的獎勵因素。其中，生產者可以透過實施整合系統，獲得巨大的經濟收益（Oliveira et al., 2008; Fernandes and Finco, 2014; Paul et al., 2013）。

7.4. 產量減少（如食物、燃料、飼料、木材、纖維）

管理良好的整合系統往往對生產力有全面性的正面影響。

7.5. 其他衝突

由於整合系統的複雜性，必須對農戶提供技術支援，尤其是對中小型農戶的支援，以及健全的補助政策和良好的管理，以使「反彈效應（rebound effect）」不會導致森林砍伐的增加和其他不利的社會和環境影響（Martha Junior, Alves and Contini, 2011; Latawiec et al., 2014）。公共推廣服務公共推廣服務與私營部門合作，與加強資訊流通和促進基礎設施投資，對於整合系統的成功至關重要。

8. 實行該措施前的建議

由於整合系統結合了不同農業領域的活動，因此尋求技術援助，並確定農場實現其目標的最佳模式非常重要。應該將有利的土壤和氣候條件、可用的資源、基礎設施和人員及其培訓需求，以及行銷機會包括其內。建議以每次不超過計畫總面積的 20% 的方式逐步實施。而且，更重要的是要提出技術設計和經濟計畫。在實施之後，必須持續地進行監測和分析，以利進行調整或修正。

9. 採用該措施的潛在障礙

缺乏對中小農戶的知識和技術支援，以及健全的政策和良好的實施管理，是採納該系統的主要障礙。這包括公共推廣服務和私營部門之間不當的合作，導致資訊流通和基礎設施投資減少。

表 142. 採用該措施的潛在障礙

障礙	有 / 無	
文化	有	抗拒改變。
社會	有	遺棄農村地區。
經濟	有	實施成本，以及仍未建立認證計畫。較差的基礎設施與市場可能性。
機構	有	沒有足夠的技術支援。
法律	無	森林管理受到嚴格的法律限制。
知識	有	需要進行更多與整合系統管理有關的研究，尤其是整合作物–畜牧–林業（輪作、時空排列、養分循環、區域性等）。
自然資源	無	氣候變遷對降水的影響。
其他	有 / 無	支持永續農業的公共政策的執行和穩定性。

照片

照片 67. 巴西馬托格羅索州（Mato Grosso State），北新卡納昂（Nova Canaã do Norte）的混農牧業系統，參考 Oliveira 等人（2018）

參考文獻

Assis, P.C.R., Stone, L.F., Medeiros, J.C., Madari, B.E., Oliveira, J.M. & Wruck, F.J. 2015 Atributos físicos do solo em sistemas de integração lavoura-pecuária-floresta [Physical attributes of soil in integrated crop-livestock-forest systems]. *Rev Bras Eng Agric Ambient*, 19: 309-316. https://doi.org/10.1590/1807-1929/agriambi.v19n4p309-316

Alves, F. V., Laura, V. A. & de ALMEIDA, R. G. 2015. Sistemas agroflorestais: a agropecuária sustentável. Brasília, Embrapa Gado de Corte-Livro técnico (INFOTECA-E)

Balbino, L.C., Cordeiro, L.A.M. & Martínez, G.B. 2011a Contribuições dos Sistemas de Integração Lavoura-Pecuária-Floresta (iLPF) para uma Agricultura de Baixa Emissão de Carbono [Contributions of integrated crop-livestock-forestry systems (ICLF) for low carbon emission agriculture]. *Rev Bras Geog Fís*, 4: 1163-1175.

Balbino, L.C., Cordeiro, L.A.M., Porfírio-da-Silva, V., Moraes, A., Martínez, G.B., Alvarenga, R.C., Kichel, A.N., Fontaneli, R.S., Santos, H.P., Franchini, J.C. & Galerani, P.R. 2011b. Evolução tecnológica e arranjos produtivos de sistemas de integração lavoura-pecuária-floresta no Brasil. [Technological evolution and productive arrangements of integrated crop-livestock-forestry systems in Brazil]. *Pesqui Agropecu Bras*, 46:i-xii. https://doi.org/10.1590/S0100-204X2011001000001.

Balbino, L.C., Barcellos, A.O. & Stone, L.F. 2011c *Marco referencial: integração lavoura-pecuária-floresta* [Reference document crop-livestock-forestry integration]. Embrapa, Brasília, DF. pp 63-64 https://www.embrapa.br/en/busca-de-publicacoes/-/publicacao/920504/marco-referencial-integracao-lavoura-pecuaria-floresta

Bell, L.W., Moore, A.D. & Kirkegaard, J.A. 2014 Evolution in crop–livestock integration systems that improve farm productivity and environmental performance in Australia. *Eur J Agron*, 57:10–20. https://doi.org/10.1016/j.eja.2013.04.007

Bieluczyk, B., Piccolo, M.C., Pereira, M.G., Moraes, M.T., Soltangheisi, A., Bernardi, A.C.C., Pezzopane, J.R.M., Oliveira, P.P.A., Moreira, M.Z., Camargo, P.B., Dias, C.T.S., Batista, I. & Cherubin, M.R. 2020 Integrated farming systems influence soil organic matter dynamics in southeastern Brazil. *Geoderma*, 371: 114368. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114368

Carvalho, J.L.N., Raucci, G.S., Cerri, C.E.P., Bernoux, M., Feigl, B.J., Wruck, F.J. & Cerri, C.C. 2010. Impact of pasture, agriculture and crop-livestock systems on soil C stocks in Brazil. *Soil Till Res*, 110: 175-186. https://doi.org/10.1016/j.still.2010.07.011

Embrapa – *Brazilian Agricultural Research Corporation 2016 ILPF em números.* [ICLF in numbers], Sinop, MT. (also available at: http://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/157580/1/2016-cpamt-ilpf-em-numeros.pdf)

FAO. 2015. *World reference base for soil resources 2014 International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps*. Update 2015. World Soil Resoures Reports 106. E-ISBN 978-92-5-108370-3, 203 p.

Fernandes, M.S. & Finco, M.C.A. 2014 Sistemas de integração lavoura-pecuária e políticas de mudanças climáticas. [Integrated crop-livestock-forestry systems and climate change policies]. *Pesq Agropec Trop*, 44(2): 182-190. https://doi.org/10.1590/S1983-40632014000200004

Galford, G.L., Soares-Filho, B. & Cerri, C.E.P. 2013 Prospects for land-use sustainability on the agricultural frontier of the Brazilian Amazon. *Phil Trans R Soc B*, 368: 20120171. https://doi.org/10.1098/rstb.2012.0171

Gil, J., Siebold, M. & Berger, T. 2015 Adoption and development of integrated crop-livestock-forestry systems in Mato Grosso, Brazil. *Agric Ecosyst Environ*, 199: 394–406. https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.10.008

Gil, J.D.B., Garrett, R. & Berger,T. 2016 Determinants of crop-livestock integration in Brazil: Evidence from the household and regional levels. *Land Use Policy*, 59: 557–568. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2016.09.022

HLPE. 2016. *Sustainable agricultural development for food security and nutrition: what roles for livestock? A report by the High Level Panel of Experts on Food Security and Nutrition of the Committee on World Food Security*. Rome. http://www.fao.org/cfs/cfs-hlpe

Latawiec, A.E., Strassburg, B.B.N., Valentim, J.F., Ramos, F. & Alves-Pinto, H.N. 2014 Intensification of cattle ranching production systems: socioeconomic and environmental synergies and risks in Brazil. *Animal*, 8(8): 1255–1263. https://doi.org/10.1017/S1751731114001566

Lemaire, G., Franzluebbers, A., Carvalho, P.C.D.F. & Dedieu, B. 2014. Integrated crop-livestock systems: Strategies to achieve synergy between agricultural production and environmental quality. *Agric Ecosyst Environ,* 190: 4–8. https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.08.009

Lisboa, F.J.G., Chaer, G.M., Fernandes, M.F., Berbara, R.L.L. & Madari, B.E. 2014 The match between microbial community structure and soil properties is modulated by land use types and sample origin within an integrated agroecosystem. *Soil Biol Biochem*, 78: 97-108. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2014.07.017

Loss, A., Pereira, M.G., Giácomo, S.G., Perin, A. & Anjos, L.H.C. 2011 Agregação, carbono e nitrogênio em agregados do solo sob plantio direto com integração lavoura-pecuária [Aggregation, carbon and nitrogen in soil aggregates under no-tillage with crop-livestock integration]. *Pesqui Agropecu Bras*, 46: 1269-1276. https://doi.org/10.1590/S0100-204X2011001000022

Macedo, M.C.M. 2009 Integração lavoura e pecuária: o estado da arte e inovações tecnológicas. [Crop and livestock integration: the state of the art and the near future]. *R Bras Zootec*, 38: 133-146. (also available at: http://www.scielo.br/pdf/rbz/v38nspe/v38nspea15.pdf)

Manzatto, C.V., Araujo, L.S., Assad, L.D., Sampaio, F.G., Sotta, E.D., Vicente, L.E., Pereira, S.E.M., Loebmann, D.G.S.W. & Vicente, A.K. 2020 *Mitigação das emissões de Gases de Efeitos Estufa pela adoção das tecnologias do Plano ABC: estimativas parciais* [Mitigation of greenhouse gas emissions by the adoption of the ABC Plan technologies: partial estimates]. Documentos 122, Jaguariuna, SP, Embrapa Meio Ambiente. (also available at: https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/214365/1/Manzatto-mitigacao-emissoes-2020.pdf)

Martha Júnior, G.B., Alves, E. & Contini, E. 2011 Dimensão econômica de sistemas de integração lavoura-pecuária [Economic dimension of integrated crop–livestock systems]. *Pesqui Agropecu Bras*, 46(10): 1117-1126. https://doi.org/10.1590/S0100-204X2011001000002

Muniz, L.C., Madari, B.E., Trovo, J.B.F., Cantanhêde, I.S.L., Machado, P.L.O.A., Cobucci, T. & França, A.F.S. 2011 Soil biological attributes in pastures of different ages in a crop-livestock integrated system. *Pesqui Agropecu Bras*, 46: 1262-1268. https://doi.org/10.1590/S0100-204X2011001000021

Oliveira, E.B., Ribaski, J., Zanetti, É.A. & Penteado Junior, J.F. 2008 Produção, Carbono e Rentabilidade Econômica de *Pinus elliottii* e *Eucalyptus grandis* em Sistemas Silvipastoris no Sul do Brasil. [Production, Carbon and Economical Profitability of *Pinus elliottii* and *Eucalyptus grandis* in Silvipastoris System in South Brazil]. *Pesquisa Florestal Brasileira*, 57:45-56. http://pfb.cnpf.embrapa.br/pfb/index.php/pfb/article/view/72/72

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. 2018 Integrated farming systems for improving soil carbon balance in the southern Amazon of Brazil. *Reg Environ Change*, https://doi.org/10.1007/s10113-017-1146-0

Paul, K.I., Reeson, A., Polglase, P., Crossman, N., Freudenberger, D. & Hawkins, C. 2013 Economic and employment implications of a carbon market for integrated farm forestry and biodiverse environmental plantings. *Land Use Policy*, 30: 496–506. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2012.04.014

Peyraud, J.-L., Taboada, M.& Delaby, L. 2014 Integrated crop and livestock systems in Western Europe and South America: A review. *Eur J Agron*, 57: 31-42. https://doi.org/10.1016/j.eja.2014.02.005

Soussana, J.-F. & Lemaire, G. 2014. Coupling carbon and nitrogen cycles for environmentally sustainable intensification of grasslands and crop-livestock systems. *Agric Ecosyst Environ*, 190: 9-17. https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.10.012

Sulc, R.M. & Franzluebbers, A.J. 2014 Exploring integrated crop-livestock systems in different ecoregions of the United States. *Eur J Agron*, 57: 21-30. https://doi.org/10.1016/j.eja.2013.10.007

Vilela, L., Martha Junior, G.B. & Marchão, R.L. 2012 Integração lavoura-pecuária-floresta: a alternativa para intensificação do uso da terra [Integrated crop-livestock-forestry: alternative for land use intensification]. *Rev UFG*, 13: 92-99. (also available at: http://www.proec.ufg.br/revista_ufg/dezembro2012/arquivos_pdf/11.pdf)

35. 巴西亞熱帶地區的農牧業整合系統對土壤有機碳固存的影響

Ricardo Henrique Ribeiro, Mariana Alves Ibarr, Felipe Bratti, Jeferson Dieckow

Department of Soils and Agricultural Engineering, Federal University of Paraná, Curitiba-PR, Brazil
巴西巴拉那聯邦大學土壤與農業工程系

1. 相關措施

作物–畜牧整合系統

2. 案例研究說明

作物–畜牧整合系統包括在同一地區同時或輪作 / 連續進行的多元化農業、畜牧業和 / 或林業生產，旨在實現社會、經濟和環境的永續性（Carvalho et al., 2010; Moraes et al., 2014a）。在此，我們對巴西亞熱帶地區的土壤有機碳（SOC）庫存和固存進行文獻回顧。該地區位於巴西南部，屬於四季分明的氣候帶，柯本氣候分類法中夏熱亞熱帶濕潤（Cfa）或夏暖亞熱帶濕潤（Cfb），能夠建立整合作物–畜牧，並在暖季種植用於穀物生產的經濟作物，以及冷季種植用於放牧的一年生覆蓋作物，兩者均採用免耕系統（Carvalho et al., 2010）。部分地區也整合人工林（forest plantation）（Dominschek et al., 2018; Pontes et al., 2018）。在過去的幾十年裡，採用整合作物–畜牧的情況越來越多，但目前只有少數關於土壤有機碳固存的研究發表。整合作物–畜牧的效益包括：土壤有機碳的積累、土壤物理性質的改善、養分循環和作物生產力的提高，以及溫室氣體的緩解（Carvalho et al., 2010; Assmann et al., 2017b; Piva et al., 2019; Ribeiro et al., 2020b）。這些效益歸功於冷季放牧階段的牲畜組成，它在許多生物地球化學過程中起到催化劑（catalyst）的作用。然而，這些效益在很大程度上取決於冷季覆蓋作物的管理，如放牧強度 / 放養率和氮肥的使用，這些因素直接影響到增加 / 返回土壤的殘體和養分的數量（Assmann et al., 2017b; Cecagno et al., 2018; Ribeiro et al., 2020b）。

3. 案例研究背景

巴西亞熱帶地區包括南部的巴拉那州、聖卡塔琳娜州（Santa Catarina）和南里約格蘭德州，面積約為 57 萬 6410 平方公里，位於南緯 22°和 33°之間。該地區大部分（70%）為夏季炎熱的亞熱帶濕潤氣候（Cfa），年平均降水量範圍為 700~3500 毫米，年平均溫度範圍為 15~24 ℃（Alvares et al., 2013）。其餘地區為溫和夏季的亞熱帶濕潤氣候（Cfb），年平均降水量範圍為 800 ~3200 毫米，年平均溫度範圍為 12~22℃（Alvares et al., 2013）。該地區的地質構成主要是岩漿岩（magmatic rock）和沉積岩（sedimentary rock）（GeoSGB, 2021），大部分土壤被歸類為變育土、鐵鋁土、強淋溶土（Acrisols）和黏亮土（Nitosols）（Embrapa, 2016b）。根據 IBGE（2019），該地區領土分別被用於農業（34%）、畜牧業（33%）、森林保育（21%）和森林培育（8%）。

巴西亞熱帶地區農民採用的最常見整合作物–畜牧計畫是按季節安排的，在暖季種植大豆、玉米或水稻等經濟糧食作物，並種植燕麥和黑麥草等一年生覆蓋作物或兩用小麥用於涼爽的季節放牧。對於通常在涼爽季節休耕的地區，放牧覆蓋作物也是一種替代方法，從而提高了集約化的土地利用，和多樣化的收入（Carvalho et al., 2010; Anghinoni et al., 2018）。整合作物–畜牧被認為是個雙贏的土地利用系統，將經濟收益與環境保護相結合。在該系統中，夏季作物施用的部分肥料也被用於放牧的冬季覆蓋作物所使用，從而降低了放牧覆蓋作物的種植成本（Bernardon et al., 2020），動物排泄物對養分循環產生正面影響，並為下一季的夏季作物提供養分（Assmann et al., 2015; Assmann et al., 2017b）。

4. 擴大規模的可能性

在過去 20 年中，整合作物–畜牧的面積大幅增加，目前占巴西南部農業用地的 13%（Embrapa, 2016a）。根據 Moraes 等人（2014a），用於大豆、玉米和豆類栽培的 900 萬公頃土地也可用於在淡季放牧覆蓋作物。南里約格蘭德州約 500 萬公頃的低地也具有執行整合作物–畜牧的潛力（Moraes et al., 2014a）。此外，退化的牧場地區也可以轉為整合作物–畜牧，因此作物階段的土壤改良管理，如施用石灰和肥料，將對放牧覆蓋作物階段的恢復，產生正面影響（Anghinoni et al., 2013; Moraes et al., 2019）。亞熱帶以外的其他地區，如巴西的 *塞拉多*，也可以擴大整合作物–畜牧的面積，但該地牧草階段的管理非常不同，因為氣候沒有冷季，且牧草品種通常是多年生植物（Moraes et al., 2019）。

幾個制度方面也促進了巴西整合作物–畜牧的發展。研究和推廣機構（即大學、Embrapa、Emater、Epagri、Alianga SIPA 等）正在不斷研究基於科學的整合作物–畜牧新策略和解決方案，並將其帶給農民。聯邦計畫，如 ABC 計畫（低碳農業，low-carbon agriculture）（Costa Jr. et al., 2019）為從事推廣永續農業措施的農民提供額外的信貸，如整合作物–畜牧。此外，農民在他們的協會和農業合作社下，也致力於發展整合作物–畜牧。

5. 對土壤有機碳庫存的衝擊

文獻回顧在巴西南部進行的九項研究中，相對於代表只有覆蓋作物系統的非放牧對照組，整合作物–畜牧地區的土壤有機碳庫存變化（表 140）。黑麥草、黑燕麥或其混合物是涼冷季主要的放牧覆蓋作物品種；而大豆、玉米（用於穀物或青貯料）和水稻是暖季的主要作物；所有耕作都是使用免耕。鐵鋁土是最主要的土壤類型，但有兩項研究是在黏盤土。土壤有機碳庫存是根據土壤有機碳含量和土壤容積密度來測定，並考慮到代表研究地點原始條件的參考處理，修正為土壤等效質量（equivalent mass）。

整體而言，研究顯示，相對於只有覆蓋作物的系統，在中度至輕度放牧的整合作物 - 畜牧中，土壤有機碳庫存的增加為相近或很少，而在集約式放牧和低量殘體補充的情況下，整合作物–畜牧中的土壤有機碳庫存較低。因此，建議採用中度至輕度放牧，和大量補充作物殘體增加碳源，來維持該地區的土壤有機碳庫存，使整合作物–畜牧在不影響陸地生態系統的這一重要碳庫情形下，達到更高的糧食生產水準。

在兩個地點，隨著時間的推移對土壤有機碳進行了評估。在巴拉那州卡斯特羅（Castro-PR）的鐵鋁土，Piva 等人（2014）測量整合作物–畜牧 3.5 年後的土壤有機碳變化，觀察到碳儲量的少量增加，而九年後 Ramalho 等人（2020）觀察到與非放牧地點相比，土壤有機碳有 0.38 噸 / 公頃 / 年的下降趨勢。這種減少在統計學上沒有意義，但可能與冷季期間的低碳增加有關，因為地上的黑麥草因集約式放牧消耗了（Ramalho et al., 2020）。卡斯特羅（溫度較低的地區，夏暖亞熱帶濕潤，Cfb 氣候）土壤的原始碳庫存較高，再加上低而連續缺乏氮殘體的添加（沒有豆科植物），可能是限制整合作物 - 畜牧進一步增加土壤有機碳的另一個因素。儘管如此，這項研究強調了免耕的重要性，與慣行的耕犁方式相比，無論是放牧（整合作物–畜牧）或非放牧的冬季覆蓋作物，都是促進土壤有機碳固存的策略（Ramalho et al., 2020）。第二個地點位於南里約格蘭德州的聖米格爾達斯米松伊斯（São Miguel das Missões – RS），在不同的放牧強度下，於建立整合作物 - 畜牧後的 5.5、9 和 13 年，分別對土壤有機碳進行評估。在最初的 5.5 年裡，所有的放牧強度都促進了碳的積累（Souza et al., 2008），但 9 年後的集約式放牧會減少碳庫存（Assmann et al., 2014）。直到 13 年，集約或中度放牧都會導致碳的流失，而光照強度會導致 0.02 噸碳 / 公頃 / 年的小量積累（Cecagno et al., 2018）。在本實驗中，作物殘體的碳增加是與土壤有機碳流失或累積相關的主要因素。由於大豆是暖季栽培的唯一作物，

其特點是殘體補充量低，因此冷季的黑麥草 + 黑燕麥覆蓋作物的放牧強度，是控制殘體添加量增加和維持，或相對於非放牧覆蓋作物系統略微增加土壤有機碳庫存的主要決定因素（Assmann et al., 2014; Cecagno et al., 2018）。

Piva 等人（2020）在巴拉那州卡斯特羅的同一實驗中進行的另一項研究指出，在將玉米殘體作為青貯料去除的情況下，由於在最初的 3.5 年中提高了地下的增加量，整合作物–畜牧可以成為增加土壤有機碳庫存的替代方案。然而，作者強調，在這種整合作物–畜牧（放牧的覆蓋作物加上青貯料的去除）中，地上殘體的補充量很低，低於長期維持土壤有機碳庫存的要求，且在長期下可能會減少。在聖卡塔琳娜州的庫里蒂巴努斯（Curitibanos-SC），Ribeiro 等人（2020b）研究了黑燕麥的放牧強度，發現與非放牧的燕麥相比，中度放牧可以在短期內（3.5 年）增加土壤有機碳庫存。這歸因於在長期過度放牧的土壤中，中度放牧促進了地下的殘體補充量（Ribeiro et al., 2020b）。

在兩個種植水稻的黏盤土地點，整合作物–畜牧的土壤有機碳庫存也有所增加，無論是短期（1.5 年）（Martins et al., 2017）或是長期（九年）（Theisen et al., 2017）。這些增加主要歸因於管理良好的放牧冬季覆蓋作物（燕麥或黑麥草）取代了涼爽季節的慣常的休耕期，因此導致淨初級生產量（net primary production）增加及土壤殘體投入的增加（表 139）。

作物殘體的添加為這些採用整合作物 – 畜牧的亞熱帶土壤的土壤有機碳庫存變化的關鍵因素。對於巴西免耕管理的亞熱帶農田，估計每年必須增加 7~12 噸 / 乾物質 / 公頃 / 年的作物殘體以維持碳庫存（Bayer et al., 2006; Ferreira et al., 2012）。這意味著僅專注於冷季放牧覆蓋作物的管理，不足以達到這些年度投入的要求，因為大部分的地上生物量被啃食，只有一小部分作為糞肥返回。巴西南部的大多數整合作物–畜牧，都是在冷季放牧燕麥或黑麥草，在暖季主要種植大豆。儘管由於目前的大豆市場蓬勃，使這一計畫有利可圖。但不幸的是，大豆的能補充到土壤中的殘體總量較低（Ribeiro et al., 2020a）。選擇高投入的作物，如玉米與大豆在間隔暖季輪作，可以作為增加整合作物–畜牧中碳量的替代方法。此外，透過延長最後一次放牧和下一個暖季作物種植之間的再生期，來增加冷季放牧覆蓋作物的殘體生物量，也可以增加整合作物–畜牧中的碳量（Ribeiro et al., 2020a）。

表 143. 巴西南部和作物–畜牧整合系統相關的土壤碳庫存

地點	土壤類型	基準線碳庫存（噸碳／公頃）	額外的碳儲量（噸碳／公頃／年）	研究時間（年）	深度（公分）	更多資訊	參考文獻
巴拉那州卡斯特羅	鐵鋁土	234.60[1]	0.03[ns]	3.5	0~100	集約式放牧（黑麥草–玉米）	Piva et al. (2014)
巴拉那州卡斯特羅	鐵鋁土	212.20[1]	-0.38[ns]	9	0~100	集約式放牧（黑麥草–玉米）	Ramalho et al. (2020)
巴拉那州卡斯特羅	鐵鋁土	67.03[1]	0.22[ns]	3.5	0~20	集約式放牧（黑麥草–青貯玉米）	Piva et al. (2020)
聖卡塔琳娜州的庫里蒂巴努斯	鐵鋁土	135.90[1]	-0.23[ns]	3.5	0~100	集約式放牧（黑燕麥–大豆）	Ribeiro et al. (2020b)
			0.83*			中度放牧（黑燕麥–大豆）	
			0.06[ns]			輕度放牧（黑燕麥–大豆）	
南里約格蘭德州的聖米格爾達斯米松伊斯	鐵鋁土	42.85[1]	0.19[ns]	5.5	0~10	集約式放牧（黑燕麥 + 黑麥草–大豆）	Souza et al. (2008)
			0.41[ns]			中度放牧（黑燕麥 + 黑麥草–大豆）	
			0.57[ns]			輕度放牧（黑燕麥 + 黑麥草–大豆）	
南里約格蘭德州的聖米格爾達斯米松伊斯	鐵鋁土	60.42[1]	-0.96*	9	0~20	集約式放牧（黑燕麥 + 黑麥草–大豆）	Assmann et al. (2014)

地點	土壤類型	基準線碳庫存（噸碳／公頃）	額外的碳儲量（噸碳／公頃／年）	研究時間（年）	深度（公分）	更多資訊	參考文獻
			-0.05[ns]			中度放牧（黑燕麥 + 黑麥草–大豆）	
			-0.01[ns]			中度 - 輕度放牧（黑燕麥 + 黑麥草–大豆）	
			-0.10[ns]			輕度放牧（黑燕麥 + 黑麥草–大豆）	
南里約格蘭德州的聖米格爾達斯米松伊斯	鐵鋁土	54.70[1]	-0.20[ns]	13	0~20	集約式放牧（黑燕麥 + 黑麥草–大豆）	Cecagno *et al.* (2018)
			-0.12[ns]			中度放牧（黑燕麥 + 黑麥草–大豆）	
			0.02[ns]			中度 - 輕度放牧（黑燕麥 + 黑麥草–大豆）	
			0.02[ns]			輕度放牧（黑燕麥 + 黑麥草–大豆）	
南里約格蘭德州的克里斯塔爾（Cristal - RS）	黏盤土	16.18[2]	1.82[ns]	1.5	0~10	中度放牧（黑麥草–水稻）	Martins et al. (2017)
			-0.33[ns]			中度放牧（黑麥草–大豆）	
南里約格蘭德州的佩洛塔斯	黏盤土	28.61[2]	0.64[na]	9	0~20	輕度放牧（黑麥草 + 燕麥–大豆和玉米）	Theisen et al. (2017)

[1] 基準線是在非放牧的牧場，只作為覆蓋作物使用。[2] 暖季時單一作物連作水稻，冷季時休耕。原始研究的統計資料以不顯著（ns）、顯著（*）或不詳（na）表示。

6. 該措施的其他效益

6.1. 改善土壤性質

在物理性質方面，與集約式放牧相比，輕度放牧在覆蓋作物的整合作物–畜牧改善了土壤結構品質（Auler et al., 2017）、團粒形成（Souza et al., 2010a）、大孔隙率、孔隙大小和連通性，並降低了土壤容積密度（Bonetti et al., 2019）。此土壤物理性質的改善與殘體投入、根系發育和土壤有機碳濃度的增加有關（Auler et al., 2017; Bonetti et al., 2019）。根據 Ambus 等人（2018）的研究，中度放牧在冷季覆蓋作物的整合作物–畜牧土壤，由於根系生長和滲出，具有有趣的物理再生能力，因此，由動物踩踏造成的土壤壓實，並不會延續到糧食作物階段。此外，與單一種植相比，在整合作物–畜牧中種植多樣的放牧覆蓋作物品種（黑麥草、黑燕麥、白花苜蓿和紅花苜蓿），即使在高放養率下，也可以降低土壤容積密度，增加大孔隙率（Silva et al., 2014）。

整合作物–畜牧經常促進土壤的化學性質。中度放牧可以促進覆蓋作物的再生和土壤中氮、磷、鉀、鈣和鎂的吸收。因此，動物攝入的大部分營養物質會以糞便和尿液的形式返回土壤，並與墊料一起釋放到土壤中，供夏季經濟作物使用（Assmann et al., 2015; Assmann et al., 2017a; Assmann et al., 2017b; Deiss et al., 2020）。這些案例與氮的投入息息相關，因為牛隻的氮利用效率低，因此攝入的氮中有 70~95% 會透過尿液和糞便排出（Oenema et al., 2005）。其他營養物質，如鈣和鎂，以及土壤 pH 值也會因整合作物–畜牧而增加，主要是由於土壤孔隙度的增加有利於小石灰顆粒的運輸，以及鈣離子（Ca^{2+}）和鎂離子（Mg^{2+}）在土壤剖面上的淋洗作用，也降低了酸度（Deiss et al., 2020）。在長期整合作物–畜牧中度放牧管理中，因為有機化合物與鋁的錯合作用（complexation），也可以降低鋁的毒性（Martins et al., 2020）。

在土壤生物性質方面，整合作物–畜牧增加了冷季土棲中型動物相的多樣性（Zagatto et al., 2017）。與不放牧相比，在整合作物–畜牧中對冷季覆蓋作物進行中度至輕度放牧，也會增加微生物的多樣性和活性（Chávez et al., 2011）。動物排泄物和作物殘體（根系和地上部）的投入與土壤微生物生物量和基礎呼吸作用的增加有關（Souza et al., 2010b; Moraes et al., 2014a）。

6.2. 最小化對土壤功能的威脅

表 144. 土壤威脅

土壤威脅	
土壤侵蝕	整合作物–畜牧是在免耕做法下進行，它維持了作物和秸稈的土壤覆蓋，減少了風蝕和水蝕的可能性（Farias et al., 2020）。另外，在整合作物–畜牧中，因侵蝕造成的水土流失量比只種植作物的系統低（Coblinski et al., 2019）。

土壤威脅	
養分的失衡和循環	放牧動物增強了生物地球化學循環（Assmann et al., 2014; Assmann et al., 2015）。應用於冷季放牧覆蓋作物的氮，可以被暖季的糧食作物回收和吸收，反之亦然（Bernardon et al., 2020）。請參閱第 6.1 節。
土壤沾染 / 汙染	與非放牧系統相比，中度和輕度放牧的整合作物–畜牧，減少了雜草種子庫和豐富度，因此可能會減少可能導致土壤汙染的除草劑的使用（Schuster et al., 2016）。
土壤酸化	整合作物–畜牧降低了鋁的毒性（Martins et al., 2020），並增加土壤 pH 值（Deiss et al., 2020）。請見第 6.1 節。
土壤生物多樣性損失	整合作物–畜牧增加了土壤微生物（Chávez*e* et al., 2011）和中型動物（Zagatto et al., 2017）的多樣性。請參閱第 6.1 節。

6.3. 提供服務方面（如食物、燃料、飼料、木材）

許多研究報告指出，與巴西南部非放牧冷季覆蓋作物區相比，整合作物–畜牧對大豆穀粒（Souza et al., 2010b; et al., 2019; Pilecco et al., 2019; Farias et al., 2020; Ribeiro et al., 2020a）、玉米穀粒（Sartor et al., 2018; Ribeiro et al., 2020a）或青貯料，以及長豇豆穀粒（Balbinot et al., 2011）的產量沒有影響。然而，儘管穀物 / 青貯料產量沒有增加，但由於放牧動物的牛肉和 / 或牛奶生產，整合作物–畜牧仍增加了糧食產量（Carvalho et al., 010; Wesp et al., 2016）。在整合作物–畜牧中放牧的綿羊，其羊毛和肉類產量也有所增加（Farias et al., 2020）。

在該地區，部份整合作物–畜牧包括樹木栽培，屬於整合作物–畜牧–林業（在本手冊中也定義為混農林牧業）。在這些系統中，也有木材生產和其他木材資源。使用的主要木材品種是銀樺（*Grevillea robusta*）、大桉（*Eucalyptus dunnii*）和本沁桉（*Eucalyptus benthamii*）（Dominschek et al., 2018; Pontes et al., 2018）。

6.4. 緩解和適應氣候變遷

整合作物–畜牧可以增加土壤對甲烷（CH_4）的吸收，但僅限於中度至輕度放牧的系統（Ribeiro et al., 2020b），或於冷季以低施氮量的冷季放牧覆蓋作物（Piva et al., 2019）。此外，放牧的土壤氧化亞氮（N_2O）排放低於非放牧的覆蓋作物（Pilecco et al., 2019; Piva et al., 2019）。主要是由於覆蓋作物再生期間（Piva et al., 2019），或黑麥草早期播種時（Pilecco et al., 2019）的氮使用量較多。與非放牧的覆蓋作物相比，中度放牧的整合作物–畜牧可以使全球暖化淨潛勢降低 98%（Ribeiro et

al., 2020b）。另一方面，整合作物–畜牧–林業在樹木中固存大氣中的二氧化碳的潛力很大，可以抵牲畜消腸道甲烷的排放（Dominschek et al., 2018）。

6.5. 社會經濟效益

整合作物–畜牧生產的多樣化，包含穀物 / 生物量和牛肉 / 牛奶 / 羊毛，使收入多樣化並降低風險（Carvalho et al., 2018）。畜牧業生產比大豆生產更不容易受到氣候變遷的影響，因此，整合作物–畜牧帶來了經濟韌性（Szymczak et al., 2020）。整合作物–畜牧也增加了就業機會，並刺激了區域性的產業發展（Theisen et al., 2017）。整合作物–畜牧減少了殺蟲劑的使用，從而降低了成本和對人類健康的風險。

7. 該措施的潛在缺點

7.1. 權衡對土壤功能的其他威脅的其他威脅

表 145. 土壤威脅

土壤威脅	
養分的失衡和循環	放牧動物的尿液和糞便沉積增加了土壤中銨離子（NH_4^+）和硝酸根（NO_3^-）的有效性，導致氮的流失，並成為向大氣中排放之氧化亞氮的直接來源（Piva et al., 2014）。集約式放牧會導致土壤有機碳消耗，因為與非放牧的覆蓋作物相比，增加的殘體較少，而導致養分流失（Ribeiro et al., 2020a; Ribeiro et al., 2020b）。
土壤壓實	在集約式放牧的整合作物–畜牧中，動物踩踏會增加土壤容積密度，進而降低其結構品質（Auler et al., 2017; Bonetti et al., 2019; Piva et al., 2019）。放牧造成的淺層壓實可能發生在冷季的潮濕條件下，主要是在高水分含量的黏質土壤中（Auler et al., 2017; Bonetti et al., 2019）。
土壤水分管理	集約式放牧減少了土壤水儲存，主要是因為與非放牧的覆蓋作物相比，作物殘體保留較少，從而導致夏季經濟作物的需水壓力（Cecagno et al., 2017; Peterson et al., 2020）。

7.2. 溫室氣體排放量增加

關於整合作物 – 畜牧系統的溫室氣體排放資訊，請見表 147。大部分的溫室氣體排放通常來自土壤（氧化亞氮和甲烷）和腸道發酵（Ribeiro et al., 2020b）。土壤的氧化亞氮排放是因為氮肥施用（Piva et al., 2019）、大豆落葉及氮的釋放（Pilecco et al., 2019; Ribeiro et al., 2020b）或排泄物沉積（Piva et al., 2014），使氮的有效性提高。

在在集約式放牧（Ribeiro et al., 2020b）或高氮肥施用率（Piva et al., 2019）下，土壤可能會排放甲烷。在冷季集約式放牧的覆蓋作物下，土壤表面的暴露可以促進甲烷氧化菌（methanotrophic bacteria）的壓力，而施用氮肥會抑制甲烷單氧化酶（methane monooxygenase enzyme）的甲烷的吸收，從而增加甲烷向大氣的排放。

透過腸道發酵排放的甲烷與放牧動物的數量有關，在集約式放牧系統中的排放量較高（Savian et al., 2014; Souza Filho et al., 2019; Ribeiro et al., 2020b）。

7.3. 與其他措施的衝突

整合作物–畜牧可能與其他農業土地用途，如小麥和大麥等冷季經濟作物（Fontoura et al., 2019），以及在冷季用於生產綠肥的覆蓋作物系統（飼料蘿蔔、野碗豆），促進暖季的糧食產量（Velosoet al., 2018; Piva et al., 2021）存在一些衝突。

7.4. 產量減少（如食物、燃料、飼料、木材、纖維）

正如 Moraes 等人（2014b）在亞熱帶整合作物 – 畜牧研究彙編中所強調，當土壤肥力充足且在冷季中度放牧覆蓋作物時，暖季作物的產量不會減少。

8. 實行該措施前的建議

建議進行土壤取樣、修正土壤肥力和酸度，以及建造物理屏障控制逕流雨水（即梯田）和使用其他土壤保育措施（橫坡耕作、輪作）。可以考慮使用施肥系統，以提高養分效率並減少其流失，對冷季放牧的覆蓋作物和暖季穀物產量都會有正面的增加（Sartor et al., 2018; Bernardon et al., 2020; Farias et al., 2020）。

9. 採用該做法的潛在障礙

表 146. 採用該措施的潛在障礙

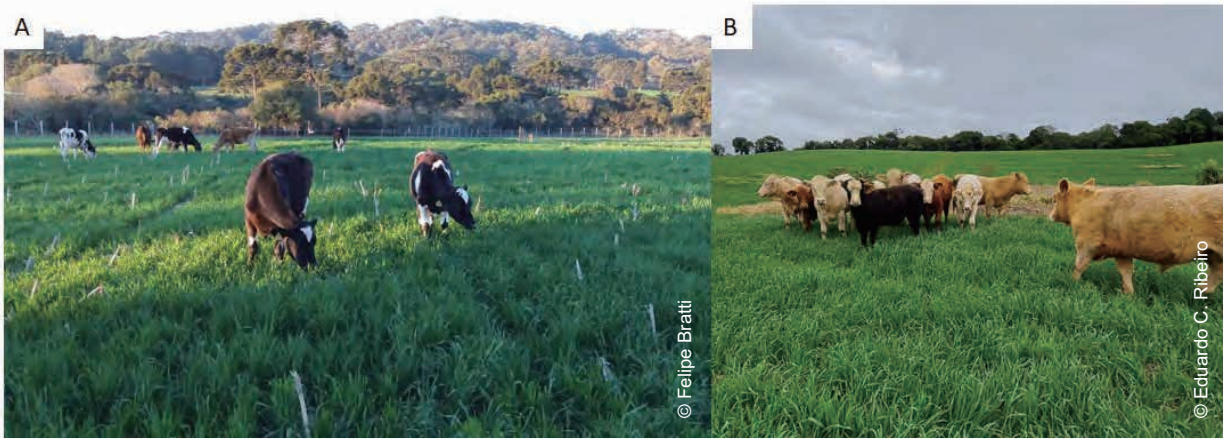
障礙	有 / 無	
生物物理 / 自然資源	有	在冷季覆蓋作物生長期間，牲畜生產被限制在 4~5 個月，它需要更多的土地，來維持暖季的動物或有效的動物採購 / 銷售市場（Moraes et al., 2019; Szymczak et al., 2020）。
文化 / 社會	有	仍存在粗放式牧場管理，且投入和技術的投資較少，只專注於畜牧業生產的傳統農場（Martins et al., 2015; Anghinoni et al., 2018）。許多農民排斥在作物區引入牲畜，且不瞭解放牧會導致土壤壓實、減少殘體的投入和養分的消耗（Moraes et al., 2019）。
經濟	有	其他產生替代收入來源的農業用途。請見第 7.3 節。
機構	無	在巴西南部，有許多機構參與了與傳播整合作物–畜牧有關的研究和推廣。請見第 4 節。

表 147. 巴西南部和作物–畜牧整合系統相關的溫室氣體排放

地點	土壤類型	腸道甲烷排放（公斤二氧化碳當量 / 公頃 / 天）	土壤		整合作物 - 畜牧系統的細節	經評估的實驗處理	參考文獻
			氧化亞氮排放	甲烷排放			
			（公斤二氧化碳當量 / 公頃 / 年）				
巴拉那州的卡斯特羅	鐵鋁土	na [1]	844[2]	15	肉牛（黑麥草 / 玉米）	集約式放牧	Piva et al. (2014)
聖卡塔琳娜州的庫里蒂巴努斯	鐵鋁土	6.5 5.2 2.6	1083 916 791	30 22 -34	肉牛（黑燕麥 / 大豆）	集約式放牧 中度放牧 輕度放牧	Ribeiro et al. (2020b)
南里約格蘭州的南埃爾多拉多（Eldorado do Sul-RS）	極育土	20.4 28.1 22.3 32.0	na na na na	na na na na	綿羊（黑麥草 / 玉米或大豆）	連續輕度放牧 連續中度放牧 滾動輕度放牧 滾動中度放牧	Savian et al. (2014)
巴拉那州的瓜拉普阿瓦（Guarapuava-PR）	鐵鋁土	na na na na na	134 530 626 238 623	-22.10 -21.42 -8.84 -18.70 -16.32	綿羊（黑麥草 + 黑燕麥 / 玉米或豆子）	0 公斤氮 / 公頃 75 公斤氮 / 公頃 150 公斤氮 / 公頃 放牧 未放牧	Piva et al. (2019)
巴拉那州的蓬塔格羅薩（Ponta Grossa-PR）	變育土 / 鐵鋁土	18.4 17.3 26.5 28.2	na na na na	na na na na	肉牛（黑麥草 + 黑燕麥 / 玉米或大豆）	有桉樹 +90 公斤氮 / 公頃 有桉樹 +180 公斤氮 / 公頃 無桉樹 +90 公斤氮 / 公頃 無桉樹 +180 公斤氮 / 公頃	Pontes et al. (2018)
南里約格蘭德州的聖米格爾達斯米松伊斯	鐵鋁土	24.1 17.7 12.0 8.4	na na na na	na na na na	肉牛（黑燕麥 / 大豆）	集約式放牧 中度放牧 中度至輕度放牧 輕度放牧	Souza Filho et al. (2019)
南里約格蘭州聖瑪麗亞（Santa Maria–RS）	極育土	na na	385 472	na na	肉牛（黑麥草 / 大豆）	黑麥草在大豆中提前播種（R7） 大豆收穫後的黑麥草播種	Pilecco et al. (2019)

[1] 無資料；[2] 土壤和排泄物的氧化亞氮總排放量；二氧化碳當量的排放估計是以氧化亞氮全球暖化潛勢值 298 和甲烷全球暖化潛勢值 34 為基礎。

照片



照片 68. 巴西南部整合作物–畜牧的代表性地景

（A）照片在聖卡塔琳娜州的庫里蒂巴努斯，霍爾斯坦（Holstein）母牛在玉米殘體上放牧黑燕麥覆蓋作物（照片來自 Felipe Bratti, 2017）。（B）照片在聖卡塔琳娜州的坎普斯諾武斯（Campos Novos），夏洛萊牛（Charolais）和安格斯牛（Angus）雜交的母牛在大豆收成之後放牧黑燕麥覆蓋作物。

照片 69. 巴西南部增加土壤殘體的整合作物–畜牧輪作模型

冷季放牧黑燕麥（左），間隔暖季輪作大豆（右上）和玉米（右下）–2017 和 2018 年

參考文獻

Alvares, C.A., Stape, J.L., Sentelhas, P.C., de Moraes Gonçalves, J.L. & Sparovek, G. 2013. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, 22(6): 711-728. https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507

Ambus, J.V., Reichert, J.M., Gubiani, P.I. & de Faccio Carvalho, P.C. 2018. Changes in composition and functional soil properties in long-term no-till integrated crop-livestock system. *Geoderma*, 330: 232-243. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.06.005

Anghinoni, I., Carvalho, P.C.d.F. & Costa, S.E.V.G.d.A. 2013. Abordagem sistêmica do solo em sistemas integrados de produção agrícola e pecuária no subtrópico brasileiro. *In* A.P. Araújo & B.J.R. Alves (Eds.) *Tópicos em Ciência do solo*, pp. 325-380. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo.

Anghinoni, I., Ferreira, T., Denardin, L.G., Martins, A., De Faccio Carvalho, P. & de Moraes, A. 2018. Agricultura brasileira: dos primórdios aos sistemas integrados de produção agropecuária. *In Sistemas Integrados de Produção Agropecuária no Brasil*, pp. 29-38.

Assmann, J.M., Anghinoni, I., Martins, A.P., Costa, S.E.V.G.d.A., Cecagno, D., Carlos, F.S. & Carvalho, P.C.d.F. 2014. Soil carbon and nitrogen stocks and fractions in a long-term integrated crop–livestock system under no-tillage in southern Brazil. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 190: 52-59. https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.12.003

Assmann, J.M., Anghinoni, I., Martins, A.P., Costa, S.E.V.G.d.A., Kunrath, T.R., Bayer, C., Carvalho, P.C.d.F. & Franzluebbers, A.J. 2015. Carbon and nitrogen cycling in an integrated soybean-beef cattle production system under different grazing intensities. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 50(10): 967-978. https://doi.org/10.1590/S0100-204X2015001000013

Assmann, J.M., Martins, A.P., Anghinoni, I., Costa, S.E.V.G.d.A., Franzluebbers, A.J., Carvalho, P.C.d.F., Silva, F.D.d. & Costa, Á.A. 2017a. Calcium and Magnesium Released from Residues in an Integrated Crop-Livestock System under Different Grazing Intensities. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 41: e0160330. http://dx.doi.org/10.1590/18069657rbcs20160330

Assmann, J.M., Martins, A.P., Anghinoni, I., Denardin, L.G.D., Nichel, G.D., Costa, S., Silva, R., Balerini, F., Carvalho, P.C.D. & Franzluebbers, A.J. 2017b. Phosphorus and potassium cycling in a long-term no-till integrated soybean-beef cattle production system under different grazing intensities in subtropics. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 108(1): 21-33. https://doi.org/10.1007/s10705-016-9818-6

Auler, A.C., Galetto, S.L., Hennipman, F.S., Guntzel, E.D., Giarola, N.F. & Fonseca, A.F.d. 2017. Soil structural quality degradation by the increase in grazing intensity in integrated crop-livestock system. *Bragantia*, 76(4): 550-556. http://dx.doi.org/10.1590/1678-4499.2016.310

Balbinot, A.A., da Veiga, M., de Moraes, A., Pelissari, A., Mafra, A.L. & Dela Piccolla, C. 2011. Winter pasture and cover crops and their effects on soil and summer grain crops. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 46(10): 1357-1363. http://dx.doi.org/10.1590/S0100-204X2011001000032

Bayer, C., Lovato, T., Dieckow, J., Zanatta, J.A. & Mielniczuk, J. 2006. A method for estimating coefficients of soil organic matter dynamics based on long-term experiments. *Soil and Tillage Research*, 91(1-2): 217-226. https://doi.org/10.1016/j.still.2005.12.006

Bernardon, A., Simioni Assmann, T., Brugnara Soares, A., Franzluebbers, A., Maccari, M. & de Bortolli, M.A. 2020. Carryover of N-fertilization from corn to pasture in an integrated crop-livestock system. *Archives of Agronomy and Soil Science,* 1-16. https://doi.org/10.1080/03650340.2020.1749268

Bonetti, J.d.A., Anghinoni, I., Gubiani, P.I., Cecagno, D. & de Moraes, M.T. 2019. Impact of a long-term crop-livestock system on the physical and hydraulic properties of an Oxisol. *Soil and Tillage Research*, 186: 280-291. https://doi.org/10.1016/j.still.2018.11.003

Carvalho, P.C.d.F., Anghinoni, I., de Moraes, A., de Souza, E.D., Sulc, R.M., Lang, C.R., Flores, J.P.C., Terra Lopes, M.L., da Silva, J.L.S., Conte, O., de Lima Wesp, C., Levien, R., Fontaneli, R.S. & Bayer, C. 2010. Managing grazing animals to achieve nutrient cycling and soil improvement in no-till integrated systems. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 88(2): 259-273. https://doi.org/10.1007/s10705-010-9360-x

Carvalho, P.C.F., Peterson, C.A., Nunes, P.A.A., Martins, A.P., de Souza Filho, W., Bertolazi, V.T., Kunrath, T.R., de Moraes, A. & Anghinoni, I. 2018. Animal production and soil characteristics from integrated crop-livestock systems: toward sustainable intensification. *Journal of Animal Science*, 96(8): 3513-3525. https://doi.org/10.1093/jas/sky085

Cecagno, D., Costa, S.E.V.G.d.A., Kunrath, T.R., Martins, A.P., Anghinoni, I., Reichert, J.M., Dillenburg, L.R. & Carvalho, P.C.d.F. 2017. Soil and pasture water status in a long term integrated crop-livestock system perspective. *Revista Brasileira de Tecnologia Agropecuária*, 1(1): 24-34.

Cecagno, D., Gomes, M.V., Costa, S.E.V.G.A., Martins, A.P., Denardin, L.G.O., Bayer, C., Anghinoni, I. & Carvalho, P.C.F. 2018. Soil organic carbon in an integrated crop-livestock system under different grazing intensities. *Revista Brasileira de Ciências Agrárias - Brazilian Journal of Agricultural Sciences*, 13(3): 1-7. https://doi.org/10.5039/agraria.v13i3a5553

Chávez, L.F., Escobar, L.F., Carvalho, P.C.d.F., Anghinoni, I. & Meurer, E.J. 2011. Diversidade metabólica e atividade microbiana no solo em sistema de integração lavourapecuária sob intensidades de pastejo. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 46(10): 1254-1261. https://doi.org/10.1590/S0100-204X2011001000020

Coblinski, J.A., Favaretto, N., Goularte, G.D., Dieckow, J., Moraes, A.d. & Souza, L.C.d.P. 2019. Water, Soil and Nutrients Losses by Runoff at Hillslope Scale in Agricultural and Pasture Production in Southern Brazil. *Journal of Agricultural Science*, 11(6). https://doi.org/10.5539/jas.v11n6p160

Costa Jr, N.B.d., Baldissera, T.C., Pinto, C.E., Garagorry, F.C., Moraes, A.d. & Carvalho, P.C.d.F. 2019. Public policies for low carbon emission agriculture foster beef cattle production in southern Brazil. *Land Use Policy*, 80: 269-273. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.10.014

Deiss, L., Kleina, G.B., Moraes, A., Franzluebbers, A.J., Motta, A.C.V., Dieckow, J., Sandini, I.E., Anghinoni, I. & Carvalho, P.C.F. 2020. Soil chemical properties under no-tillage as affected by agricultural trophic complexity. *European Journal of Soil Science*, 71(6): 1090–1105. https://doi.org/10.1111/ejss.12869

Dominschek, R., Kruchelski, S., Deiss, L., Portugal, T.B., Denardin, L.G., Martins, A.P., Lang, C.R. & Moraes, A.d. 2018. *Sistemas integrados de produção agropecuária na promoção da intensificação sustentável*. Curitiba: Universidade Federal do Paraná.

Embrapa. 2016a. ILPF em números. Sinop-MT: Embrapa Agrossilvipastoril.

Embrapa. 2016b. Níveis Levantamentos de Solos do Brasil. [online]. [Cited 20 January 2021]. http://geoinfo.cnps.embrapa.br/maps/616#more

Farias, G.D., Dubeux, J.C.B., Savian, J.V., Duarte, L.P., Martins, A.P., Tiecher, T., Alves, L.A., de Faccio Carvalho, P.C. & Bremm, C. 2020. Integrated crop-livestock system with system fertilization approach improves food production and resource-use efficiency in agricultural lands. *Agronomy for Sustainable Development*, 40(6): 39. https://doi.org/10.1007/s13593-020-00643-2

Ferreira, A.d.O., Sá, J.C.d.M., Harms, M.G., Miara, S., Briedis, C., Quadros Netto, C., Santos, J.B.d. & Canalli, L.B. 2012. Carbon balance and crop residue management in dynamic equilibrium under a no-till system in Campos Gerais. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 36(5): 1583-1590. http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832012000500022

Fontoura, S.M.V., Pias, O.H.d.C., Tiecher, T., Cherubin, M.R., Moraes, R.P. & Bayer, C. 2019. Effect of gypsum rates and lime with different reactivity on soil acidity and crop grain yields in a subtropical Oxisol under no-tillage. *Soil and Tillage Research*, 193: 27-41. https://doi.org/10.1016/j.still.2019.05.005

GeoSGB. 2021. Serviço geológico do Brasil. [online]. [Cited 20 January 2021]. https://geoportal.cprm.gov.br/geosgb/

IBGE. 2019. *Censo agropecuário: resultados definitivos 2017*. Rio de Janeiro: Intituto Brasileiro de Geografia e Estatística.

Martins, A. P., Denardin, L. G. d. O., Borin, J. B. M., Carlos, F. S., Barros, T., Ozório, D. V. B., Carmona, F. d. C., Anghinoni, I., Camargo, F. A. d. O., & Carvalho, P. C. d. F. 2017. Short-term Impacts on Soil-quality Assessment in Alternative Land Uses of Traditional Paddy Fields in Southern Brazil. *Land Degradation & Development*, 28(2): 534-542. https://doi.org/10.1002/ldr.2640

Martins, A.P., Denardin, L.G.d.O., Tiecher, T., Borin, J.B.M., Schaidhauer, W., Anghinoni, I., Carvalho, P.C.d.F. & Kumar, S. 2020. Nine-year impact of grazing management on soil acidity and aluminum speciation and fractionation in a long-term no-till integrated crop-livestock system in the subtropics. *Geoderma*, 359: 113986. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.113986

Martins, A.P., Kunrath, T.R., Anghinoni, I. & Carvalho, P.C.d.F. 2015. *Integração soja-bovinos de corte no sul do Brasil*. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

Moraes, A., Carvalho, P.C.d.F., Anghinoni, I., Lustosa, S.B.C., Costa, S.E.V.G.d.A. & Kunrath, T.R. 2014a. Integrated crop–livestock systems in the Brazilian subtropics. *European Journal of Agronomy*, 57: 4-9. https://doi.org/10.1016/j.eja.2013.10.004

Moraes, A.d., Carvalho, P.C.d.F., Crusciol, C.A.C., Lang, C.R., Pariz, C.M., Deiss, L. & Sulc, R.M. 2019. Chapter 16 - Integrated Crop-Livestock Systems as a Solution Facing the Destruction of Pampa and Cerrado Biomes in South America by Intensive Monoculture Systems. *In* G. Lemaire, P. C. D. F. Carvalho, S.

Kronberg & S. Recous (Eds.) *Agroecosystem Diversity: Reconciling Contemporary Agriculture and Environmental Quality*, pp. 257-273. Academic Press.

Moraes, A.d., Carvalho, P.C.d.F., Lustosa, S.B.C., Lang, C.R. & Deiss, L. 2014b. Research on Integrated Crop-Livestock Systems in Brazil. *Revista Ciência Agronômica*, 45: 1024-1031. https://doi.org/10.1590/S1806-66902014000500018

Oenema, O., Wrage, N., Velthof, G.L., van Groenigen, J.W., Dolfing, J. & Kuikman, P.J. 2005. Trends in Global Nitrous Oxide Emissions from Animal Production Systems. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 72(1): 51-65. https://doi.org/10.1007/s10705-004-7354-2

Peterson, C.A., Bell, L.W., Carvalho, P.C.d.F. & Gaudin, A.C.M. 2020. Resilience of an Integrated Crop–Livestock System to Climate Change: A Simulation Analysis of Cover Crop Grazing in Southern Brazil. *Frontiers in Sustainable Food Systems*, 4. https://doi.org/10.3389/fsufs.2020.604099

Peterson, C.A., Nunes, P.A.d.A., Martins, A.P., Bergamaschi, H., Anghinoni, I., Carvalho, P.C.d.F. & Gaudin, A.C.M. 2019. Winter grazing does not affect soybean yield despite lower soil water content in a subtropical crop-livestock system. *Agronomy for Sustainable Development*, 39(2). https://doi.org/10.1007/s13593-019-0573-3

Pilecco, G.E., Weiler, D.A., Aita, C., Schmatz, R., Chaves, B. & Giacomini, S.J. 2019. Ryegrass early sowing into soybean to mitigate nitrous oxide emissions in a subtropical integrated crop-livestock system. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 272: 276-284. https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.11.006

Piva, J.T., Bratti, F., Locatelli, J.L., Ribeiro, R.H., Besen, M.R., Brancaleoni, E. & Schmitt, D.E. 2021. Use of winter cover crops improves maize productivity under reduced nitrogen fertilization: a long-term study. *Bragantia*, 80. https://doi.org/10.1590/1678-4499.20200165

Piva, J.T., Dieckow, J., Alburquerque, M.A., Bayer, C., Moraes, A.d., Pergher, M. & Pauletti, V. 2020. No-tillage and crop-livestock with silage production impact little on carbon and nitrogen in the short-term in a subtropical Ferralsol. *Revista Brasileira de Ciências Agrárias*, 15(3): e7057. https://doi.org/10.5039/agraria.v15i3a7057

Piva, J.T., Dieckow, J., Bayer, C., Zanatta, J.A., de Moraes, A., Tomazi, M., Pauletti, V., Barth, G. & Piccolo, M.d.C. 2014. Soil gaseous N_2O and CH_4 emissions and carbon pool due to integrated crop-livestock in a subtropical Ferralsol. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 190: 87-93. https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.09.008

Piva, J.T., Sartor, L.R., Sandini, I.E., Moraes, A.d., Dieckow, J., Bayer, C. & Rosa, C.M.d. 2019. Emissions of Nitrous Oxide and Methane in a Subtropical Ferralsol Subjected to Nitrogen Fertilization and Sheep Grazing in Integrated Crop-Livestock System. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 43: e0180140. https://doi.org/10.1590/18069657rbcs20180140

Pontes, L.d.S., Barro, R.S., Savian, J.V., Berndt, A., Moletta, J.L., Porfírio-da-Silva, V., Bayer, C. & Carvalho, P.C.d.F. 2018. Performance and methane emissions by beef heifer grazing in temperate pastures and in integrated crop-livestock systems: The effect of shade and nitrogen fertilization. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 253: 90-97. https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.11.009

Ramalho, B., Dieckow, J., Barth, G., Simon, P.L., Mangrich, A.S. & Brevilieri, R.C. 2020. No-tillage and ryegrass grazing effects on stocks, stratification and lability of carbon and nitrogen in a subtropical Umbric Ferralsol. *European Journal of Soil Science*, 71(6): 1106–1119. https://doi.org/10.1111/ejss.12933

Ribeiro, R.H., Dieckow, J., Piva, J.T. & Bratti, F. 2020a. Roots and aboveground carbon and nitrogen inputs by black oats (*Avena strigosa Schreb.*) as affected by grazing and nitrogen in integrated crop-livestock system in subtropical Brazil. *Plant and Soil*, 451: 447-458. https://doi.org/10.1007/s11104-020-04542-z

Ribeiro, R.H., Ibarr, M.A., Besen, M.R., Bayer, C. & Piva, J.T. 2020b. Managing grazing intensity to reduce the global warming potential in integrated crop-livestock systems under no-till agriculture. *European Journal of Soil Science*, 71(6): 1120-1131. https://doi.org/10.1111/ejss.12904

Sartor, L.R., Sandini, I.E., Adami, P.F., Novakowiski, J.H. & Ruthes, B.E.S. 2018. Corn Yield and Grain Nutritional Status in a Crop-Livestock System with Winter/Summer Nitrogen Levels. *International Journal of Plant Production*, 12(4): 309-314. https://doi.org/10.1007/s42106-018-0028-9

Savian, J.V., Neto, A.B., de David, D.B., Bremm, C., Schons, R.M.T., Genro, T.C.M., do Amaral, G.A., Gere, J., McManus, C.M., Bayer, C. & de Faccio Carvalho, P.C. 2014. Grazing intensity and stocking methods on animal production and methane emission by grazing sheep: Implications for integrated crop–livestock system. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 190: 112-119. https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.02.008

Schuster, M.Z., Pelissari, A., de Moraes, A., Harrison, S.K., Sulc, R.M., Lustosa, S.B.C., Anghinoni, I. & Carvalho, P.C.F. 2016. Grazing intensities affect weed seedling emergence and the seed bank in an integrated crop–livestock system. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 232: 232-239. https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.08.005

Silva, H.A.d., Moraes, A.d., Carvalho, P.C.d.F., Fonseca, A.F.d., Caires, E.F. & Dias, C.T.d.S. 2014. Chemical and physical soil attributes in integrated crop-livestock system under no-tillage. *Revista Ciência Agronômica*, 45: 946-955. https://doi.org/10.1590/S1806-66902014000500010

Souza, E.D.d., Costa, S.E.V.G.d.A., Anghinoni, I., Carvalho, P.C.d.F., Oliveira, E.V.F.d., Martins, A.P., Cao, E. & Andrighetti, M. 2010a. Soil aggregation in a crop-livestock integration system under no-tillage. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 34: 1365-1374. https://doi.org/10.1590/S0100-06832010000400033

Souza, E.D.d., Costa, S.E.V.G.d.A., Anghinoni, I., Lima, C.V.S.d., Carvalho, P.C.d.F. & Martins, A.P. 2010b. Biomassa microbiana do solo em sistema de integração lavoura-pecuária em plantio direto, submetido a intensidades de pastejo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 34: 79-88. https://doi.org/10.1590/S0100-06832010000100008

Souza, E.D.d., Costa, S.E.V.G.d.A., Lima, C.V.S.d., Anghinoni, I., Meurer, E.J. & Carvalho, P.C.d.F. 2008. Carbono orgânico e fósforo microbiano em sistema de integração agricultura-pecuária submetido a diferentes intensidades de pastejo em plantio direto. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 32: 1273-1282. https://doi.org/10.1590/S0100-06832008000300035

Souza Filho, W., Nunes, P.A.d.A., Barro, R.S., Kunrath, T.R., de Almeida, G.M., Genro, T.C.M., Bayer, C. & de Faccio Carvalho, P.C. 2019. Mitigation of enteric methane emissions through pasture

management in integrated crop-livestock systems: Trade-offs between animal performance and environmental impacts. *Journal of Cleaner Production*, 213: 968-975. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.12.245

Szymczak, L.S., Carvalho, P.C.D., Lurette, A., de Moraes, A., Nunes, P.A.D., Martins, A.P. & Moulin, C.H. 2020. System diversification and grazing management as resilience-enhancing agricultural practices: The case of crop-livestock integration. *Agricultural Systems*, 184. https://doi.org/10.1016/j.agsy.2020.102904

Theisen, G., Silva, J.J.C., Silva, J.S., Andres, A., Anten, N.P.R. & Bastiaans, L. 2017. The birth of a new cropping system: towards sustainability in the sub-tropical lowland agriculture. *Field Crops Research*, 212: 82-94. https://doi.org/10.1016/j.fcr.2017.07.001

Veloso, M.G., Angers, D.A., Tiecher, T., Giacomini, S., Dieckow, J. & Bayer, C. 2018. High carbon storage in a previously degraded subtropical soil under no-tillage with legume cover crops. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 268: 15-23. https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.08.024

Wesp, C.d.L., Carvalho, P.C.d.F., Conte, O., Cadenazzi, M., Anghinoni, I. & Bremm, C. 2016. Steers production in integrated crop-livestock systems: pasture management under different sward heights. *Revista Ciência Agronômica*, 47(1). https://doi.org/10.5935/1806-6690.20160022

Zagatto, M.R.G., Niva, C.C., Thomazini, M.J., Baretta, D., Santos, A., Nadolny, H., Cardoso, G.B.X. & Brown, G.G. 2017. Soil Invertebrates in Different Land Use Systems: How Integrated Production Systems and Seasonality Affect Soil Mesofauna Communities. *Journal of Agricultural Science and Technology B*, 7(3). https://doi.org/10.17265/2161-6264/2017.03.003

36. 哥倫比亞的混農林、混林牧系統和水基金倡議有助於改善土壤移除和儲存碳的能力

Diego Navarrete[1], María Ordóñez[1], América Melo[1], Patricia Cruz[1], Carolina Polanía[1], Deissy Arango[1], Andrés Zuluaga[1], Julián Cardona[1], Daniel Avella[2], Juan Benavides[2]

[1] The Nature Conservancy, Bogotá, Colombia
哥倫比亞大自然保護協會

[2] Pontificia Universidad Javeriana, Facultad de Estudios Ambientales y Rurales, transversal, Bogotá, Colom
哥倫比亞哈維里亞納天主教大學環境與鄉村研究學院

1. 相關措施

森林復育、混農林業（可可）、混林牧業

2. 案例研究說明

農業、林業和其他土地利用（Agriculture, Forest and Other Land Use, AFOLU）產業的排放量約占全球總排放量的 24%（IPCC, 2019），但在哥倫比亞，其貢獻增加到國家溫室氣體排放量的 62%，主要是因為砍伐森林、森林退化和慣行的畜牛業（IDEAM, 2016）。儘管土壤作為熱帶生態系統中最大的有機碳儲存庫之一非常重要，但其緩解氣候變遷的潛力需要更好的評估（Don, Schumacher and Freibauer, 2011）。

保護、復育和永續生產活動將大幅度地幫助提高土壤在自然和人類改造的生態系統中固存和儲存碳的能力（Bossio et al., 2020; Berenguer et al., 2014），並改善世界各地當地社區的人類福祉（Griscom et al., 2020）。需要更多、更準確的關於土壤清除和儲存碳的能力的資訊，來促進土壤碳市場的保護、恢復和管理活動。

在此，我們介紹了混農林業保育（Agroforestry for Conservation, A4C）、波哥大水基金（Bogota Water Fund, BWF）和永續畜牛業（Sustainable Cattle Ranching, SCR）專案對緩解哥倫比亞氣候變遷的貢獻，這些專案被實施於森林保護、森林復育，以及混林牧業和可可系統的地區，用於捕捉和儲存碳。

混農林業保育

混農林業保育（A4C）專案[7]旨在透過促進森林保護和被動恢復活動，以及在當地農民和原住民社區中實施包括生產可可的混農林系統，以減少哥倫比亞亞馬遜地區的森林砍伐（圖片 70）。混農林業保育專案始於 2018 年，一直在開發土地使用管理工具和監測計畫，以支援卡克塔省（Caquetá department）的 150 位農場主和四處原住民領域，實施環境永續的生產替代方案，而該地區是哥倫比亞歷史上砍伐率最高的轄區。

卡克塔轄區位於哥倫比亞的亞馬遜地區，該地的低地熱帶濕潤雨林最初佔據了約 90% 的領域，而安地斯（Andes）地區過渡帶的山地濕潤林，則佔據了其餘的區域。自 20 世紀下半葉以來，哥倫比亞政府在哥倫比亞亞馬遜地區實施了殖民化，和建立定居點的策略（World Bank, 1967），由於無計畫地砍伐大量的森林地區，加速了農業邊界的擴張，導致這些森林地區被更迭為草原。

波哥大水基金

水基金倡議（Water Fund initiative）是由大自然保護協會（Nature Conservancy, TNC）在 2012 年提出，目的是聯合政府和私人利益相關者，以利用金融和治理機制，來保護圍繞哥倫比亞和其他國家的策略流域的水資源安全性（TNC, 2012）。而波哥大水基金則由大自然保護協會、哥倫比亞國家保護區系統（National System of Protected Areas of Colombia）、波哥大供水公司（Water Supply Company of Bogota），和私營部門的巴伐利亞公司（Bavaria）於 2009 年成立，目的是保證波哥大市和周邊城市的用水安全。自那時起，波哥大水基金專案一直在促進和支持波哥大供水流域實施森林保護、主動和被動森林復育，以及永續生產等活動（照片 71）。

波哥大水基金的專案範圍是地方性的，重點是在保護和恢復安地斯濕潤雨林和帕拉莫（paramo）生態系統的活動，其地點位於參與專案的農場內。在 20 世紀初期的數十年中，在森林轉為牧場後所建立的牧場上放牧牛群，是波哥大水基金專案範圍[8]的主要土地利用方式。

永續畜牛專案

2010 年，提出了永續畜牛專案（Sustainable Cattle Ranching, SCR）[9]，目的是透過採用有助於減少溫室氣體排放、保護畜牧業系統的生物多樣性，以及提高畜牧業生產力的永續措施，促進哥倫比亞畜牧業的改善。該專案旨在促進採用混林牧業系統、活體樹籬（alive fence）和有零星樹木的牧場，以及保護原始森林和次生林，目的是改善自然資源

[7] 由國際氣候倡議（International Climate Initiative, IKI）和德國聯邦環境、自然保護和核能安全部門（German Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation, and Nuclear Safety, BMU）資助。

[8] 碳監測由羅德尼．強森和凱薩琳．奧德維管理基金（Rodney Johnson and Katharine Ordway Stewardship Endowment, RJ KOSE）資助。

[9] 由全球環境基金（Global Environment Facility）和英國政府的商業、能源與工業策略部（Department for Business, Energy and the Industrial Strategy）資助。

管理，增加環境服務的提供（生物多樣性、土壤、水和碳固存），並提高參與農場的生產力。該專案還透過區域技術援助小組提供技術援助，以設計和實施該專案所推動的土地利用轉換計畫。

永續畜牛專案具有地方行政區的規模，已經在哥倫比亞的安地斯、加勒比和奧里諾科地區實施，專案的重點是促進保護原始森林和次生林的活動，以及實施三種混林牧業系統：（1）有散生樹木的牧場，（2）活體樹籬，以及（3）集約式混林牧業系統（照片 72）。

3. 案例研究背景

混農林業保育專案

混農林業保護專案位於哥倫比亞亞馬遜河的西部，該地的主要地貌是低斜度的坡腳和切割平原（dissected plains），在海拔 800~200 公尺向東延伸。山麓和較低的分區之主要土壤分別是弱育土和氧化土。混農林業保育所在地區的年平均降水量和年平均溫度分別為 3700 毫米和 26℃，主要的天然森林是熱帶濕潤雨林，其地上和地下生物量的儲存量分別約 136.6 噸碳 / 公頃和 27.5 噸碳 / 公頃（Phillips et al., 2014）。粗放式畜牛業是該地區森林砍伐後建立的牧場的主要土地利用方式（Bowman et al., 2012），強調了促進永續措施的重要性，以減少對哥倫比亞亞馬遜森林的壓力。因此，在混農林業保育專案的個案研究中，我們旨在評估森林復育和可可的混農林系統對增加土壤清除和儲存碳潛力的貢獻。

碳庫存的變化是按照時間序列的方法來進行監測，即用監測不同的土地覆蓋物轉換階段的地方，來取代對一個地方的時間監測。在混農林業保育專案中，在三個不同的時間序列中，監測土壤有機碳的變化：

- 砍伐森林：20 年的森林轉換為牧場。
- 森林復育：20 年的牧場轉換為森林。
- 可可的混農林系統 10 年牧場轉換為可可耕地。

波哥大水基金專案

波哥大水基金專案位於哥倫比亞安地斯山脈的西部分支，該地的地景以山地為主，在海拔 2700~3200 公尺向北延伸。該地區的主要土壤是弱育土，有機物含量約為 60%。波哥大水基金專案所在地區的年平均降水量和年平均溫度分別為 1800 毫米和 12℃，主要的天然森林是山地濕潤林，其地上和地下生物量的儲存量分別約 72.7 噸碳 / 公頃和 17.4 噸碳 / 公頃（Phillips et al., 2014）。慣行的畜牛業和馬鈴薯是波哥大水基金專案區主要的土地用途，因此在本個案研究中，我們旨在評估森林復育對提高

土壤清除和儲存碳潛力的貢獻。同時，在一個時間序列中監測了土壤有機碳的變化：

- 森林復育：40 年的牧場轉換為森林。

永續畜牛專案

永續畜牛專案已經在哥倫比亞的三個不同地區實施：安地斯、加勒比和奧里諾科。安地斯地區的地景以海拔 1800~2700 公尺的山地地貌為主，弱育土是主要的土壤類型，年平均降水量和溫度介於 1500~2700 毫米和 14~19℃ 之間。另一方面，在加勒比地區，低地平原在海拔 80 公尺左右的地景中占主要地位。在這個地區，主要的土壤類型是淋溶土，年平均降水量和溫度分別為 1100 毫米和 26℃。最後，在實施永續畜牛專案的奧里諾科地區，其地景以坡腳和切割平原為主，而主要的土壤類型是氧化土。該地區的海拔高度為 200 公尺，年平均降水量和溫度為 3200 毫米和 25℃。

位於這三個地區的天然林分別為安第斯地區的山地濕潤林（地上和地下生物量分別為 72.7 和 17.4 噸碳 / 公頃）和山前濕潤林（地上和地下生物量分別為 57.0 和 13.8 噸碳 / 公頃），加勒比地區的熱帶乾燥林（地上生物量為 48.1 噸碳 / 公頃，地下生物量為 11.5 噸碳 / 公頃），以及奧里諾科地區的熱帶濕潤林（地上生物量為 136.6 噸碳 / 公頃，地下生物量為 27.5 噸碳 / 公頃）（Phillips et al., 2014）。慣行的畜牛業是永續畜牛專案地區的主要土地用途，因此在本個案研究中，我們旨在評估森林復育和混林牧業系統的貢獻，對應於有散生樹木的牧場、活體樹籬和集約式混林牧業系統，以增加土壤移除和儲存碳的潛力。和以前的個案研究一樣，我們在三個不同的時間序列中監測了土壤有機碳的變化：

- 散生的樹木：九年的牧場轉換為有零星樹木的牧場。
- 活體樹籬：九年的牧場轉換為活體樹籬。
- 集約式混林牧業系統：九年的牧場轉換為集約式混林牧業系統。

4. 擴大規模的可能性

透過設計和加強多方利益相關者的對話平臺，可以擴大混農林業保育、波哥大水基金和永續畜牛專案實施的森林復育、混農林業（可可）和混林牧業系統的永續措施，在這些地區，當地生產者可以透過社區和私人協會（如哥倫比亞畜牛業協會，Cattle Ranchers Association of Colombia—Fedegan），或針對當地生產者的區域或國家計畫〔如亞馬遜願景計畫（Program Vision Amazonia）〕來應用這些措施。例如，混農林業保育專案可以在哥倫比亞亞馬遜河流域的其他森林砍伐熱區推廣，以減少對森林的壓力，而波哥大水基金和永續畜牛專案都可以促進恢復退化的牧場，改善哥倫比亞各地的生計、供水和生物多樣性。

混農林業保育、波哥大水基金和永續畜牛專案所實施的措施也可能被擴大到拉丁美洲的其他國家，以及該地區以外的國家，作為減少森林砍伐或改善生產地土壤退化

的替代方案，根據各國的情況而定。水基金網絡是擴大這些措施的可能性案例之一，該網絡包括來自非洲、亞洲、拉丁美洲和北美洲的成員，他們在法律、技術、市場和其他方面支援世界各地的水基金倡議的實施[10]。

5. 對土壤有機碳庫存的衝擊

對於所有的案例研究，我們遵循大自然保護協會（2018）制定的*哥倫比亞森林和非森林覆蓋率碳估算和監測議定書*（*Protocolo para la Estimación y el Monitoreo del Carbono en Coberturas Forestales y no Forestales de Colombia*），它根據《哥倫比亞國家森林普查》（National Forest Inventory of Colombia）所制定。因此，為了測定與森林保護、森林復育和實施混林牧與可可系統活動相關的土壤有機碳變化，我們在上述時間序列的每個階段建立了監測樣區。每個樣區的設計包括測量大樹生物量（即 DBH≥10 公分）、小樹（即 1≥DBH<10 公分）、草本植物和土壤有機碳採樣區。

在每個樣區進行土壤有機碳採樣，並使用 AMS 土壤核心採樣器（AMS Soil Core Sampler）在 0~10 公分、 10~20 公分和 20~30 公分深度採集土壤樣品。土壤樣品被裝在塑膠袋中，在波哥大水基金專案中被運到哈維利亞納大學的生態學實驗室，而在混農林業保育和永續畜牛專案中則被運到國際熱帶農業中心（International Center of Tropical Agriculture）的分析服務實驗室。一旦抵達實驗室，就會將樣品在 60℃ 下烘烤，在土壤被研磨且通過 2 公厘的篩網後，取出 18.0 毫克的子樣品。使用 PE 2400 系列 II CHNS / O 分析儀，用經認證的乙醯苯胺（acetanilide, C_8H_9NO）進行校正，並以乾式燃燒（dry combustion）法（900℃）測定有機碳總含量，以及土壤容積密度。

以下將介紹每一個案研究的結果：

混農林業保育專案（A4C）

在混農林業保育專案中，當亞馬遜森林被干預時，30 公分深的土壤有機碳庫存從 56.7 ±2.6 噸碳 / 公頃下降到 48.5 ±2.9 噸碳 / 公頃，正如 Navarrete 等人（2016）所證明，將森林轉換為牧場（即砍伐森林並建立牧場）會導致牧場在建立 20 年後的土壤有機碳下降 20%。然而，在退化的牧場實施森林復育活動時，當森林生長 20 年後，土壤有機碳庫存會從 37.9 ±1.6 噸碳 / 公頃增加到 47.4 ±2.0 噸碳 / 公頃。另一方面，在建立可可耕地的 10 年後，土壤有機碳庫存沒有明顯變化。

正如預期，在哥倫比亞亞馬遜地區的所有土地覆蓋層中，表面 0~10 公分土壤層發現較多的土壤有機碳，其次是 10~20 公分和 20~30 公分土壤層。在三個土壤層中的每一層都發現了相同的模式，即森林退化後的土壤有機碳總量減少，和森林復育後的土壤有機碳增加，以及在種植可可作物 10 年後碳庫存未變。Navarrete 等人（2016）先前報告了砍伐森林和牧場建設對表面 0~10 公分、10~20 公分和 20~30 公分土層的影響。

[10] https: / / waterfundstoolbox.org/network

波哥大水基金專案

在波哥大水基金專案中，牧場 30 公分深的土壤有機碳總庫存平均為 182.0 ±14.9 噸碳 / 公頃，在 40 年的森林復育後增加到 285.6 ±28.6 噸碳 / 公頃，與地面生物量相比，約占生態系統總碳庫存的 70%。從牧場轉換為森林的過程中，0~10、10~20 和 20~30 公分土壤層的土壤有機碳庫存明顯增加，其中森林所在地 0~10 公分土壤層的土壤有機碳比牧場多 15~56%，10~20 公分土壤層為 25~53%，20~30 公分土壤層為 56~63%。

永續畜牛專案

在實施永續畜牛專案的地區中，只有活體樹籬 30 公分深的土壤有機碳庫存有明顯增加。在此類型的建設中，安地斯地區在實施九年後，牧場的土壤有機碳從 4.8 ±0.4噸碳 / 公頃增加為 8.2 ±1.3 噸碳 / 公頃，而在同一時期，加勒比地區牧場的土壤有機碳從 5.8 ±0.5 噸碳 / 公頃增加到 16.7 ±1.7 噸碳 / 公頃。在永續畜牛專案實施九年後，從牧場到有散生樹木的牧場，以及牧場到集約式混林牧系統的轉換過程中，土壤有機碳庫存沒有明顯變化。

表 148. 土壤有機碳儲存的變化

地區	氣候帶	土壤類型	基準線碳庫存（噸碳 / 公頃）	額外的碳儲量（噸碳 / 公頃 / 年）	研究時間（年）	更多資訊	參考文獻
混農林業保育專案：哥倫比亞亞馬遜地區	熱帶潮濕低地	弱育土和氧化土	37.9	0.5	20	20 年的牧場轉換為森林	此研究
波哥大水基金專案：哥倫比亞安地斯地區	熱帶潮濕高地	弱育土	182.0	2.6	40	40 年的牧場轉換為森林	此研究
永續畜牛專案：哥倫比亞安第斯地區	熱帶濕潤高地	弱育土	4.8	0.4	9	九年的牧場轉換為活體樹籬	此研究
永續畜牛專案：哥倫比亞加勒比地區	熱帶乾燥低地	淋溶土	5.8	1.2	9	九年的牧場轉換為活體樹籬	此研究

6. 該措施的其他效益

6.1. 改善土壤性質

在大多數專案中，土壤有機碳的增加總是與土壤壓實度的降低有關，並以土壤容積密度來衡量。在波哥大水基金專案中，土壤容積密度在從牧場轉換為森林的過程中呈下降趨勢，從牧場的 0.69 ±0.02 克 / 立方公分降至 40 年安地斯森林的 0.53 ±0.04 克 / 立方公分。另一方面，在永續畜牛專案實施九年後，安地斯地區的土壤容積密度也從牧場的 1.23 ±0.05 克 / 立方公分下降到活體樹籬區的 1.01 ±0.07 克 / 立方公分，而加勒比地區的土壤容積密度則從 1.57 ±0.03 克 / 立方公分下降到 1.30 ±0.07 克 / 立方公分。在混農林業保育專案中沒有發現土壤容積密度的明顯變化（平均為 1.10 ±0.04 克 / 立方公分）。

6.2. 最小化對土壤功能的威脅

表 149. 土壤威脅

土壤威脅	
土壤壓實	這裡介紹的活動有助於減少因牲畜踩踏或使用機械而產生的土壤壓實。在哥倫比亞亞馬遜地區的砍伐森林和牧場建立 20 年後，發現了土壤壓實度的增加。在土壤壓實度下降的地區檢測到土壤有機碳的增加，這可能與土壤有機質輸入、孔隙度和水滲透的改善有關。

6.3. 緩解和適應氣候變遷，以及社會經濟效益

在復育和永續生產活動中，如混農林業保育、波哥大水基金和永續畜牛專案實施的活動，在土壤清除二氧化碳能力方面需要更多、更準確的相關資訊，以促進這些措施成為當地社區的潛在土壤碳市場機會。這些資訊也可用於顯示針對實施永續措施，對哥倫比亞在《巴黎協定》（Paris Agreement）下實現減排承諾的貢獻，以及更新甚至提高哥倫比亞的國家自定貢獻（Nationally Determined Contributions, NDCs）的雄心。哥倫比亞的國家自定貢獻也提出直到 2030 年的適應承諾，旨在增加氣候變遷計畫的採用，以涵蓋哥倫比亞 100% 的領土，實施國家適應計畫，或增加該國的保護區範圍。以生態系為基礎的氣候變化調適（Ecosystem-based Adaptation, EbA）方法側重於利用生物多樣性和生態系統服務作為一種策略，協助人們適應氣候變遷的風險。根據（MADS, 2018），混林牧系統是生態系為基礎適應氣候變化的替代方案之一，透過提高當地社區的收入，並促進解決氣候變化，為生態系統帶來效益。

8. 採用該措施的潛在障礙

以下是混農林業保育、波哥大水基金和永續畜牛專案實施的森林復育、混農林業（可可）和混林牧業系統永續措施的潛在障礙：

表 150. 採用該措施的潛在障礙

障礙	有 / 無	
生物物理	無	關於土地適宜性（land suitability）和其他生物物理資料方面，有一套針對國家的健全資訊，以確定實施永續措施的最佳地點。
文化	有	有些做法，如慣行的畜牛業，在哥倫比亞有很深的文化要素，可能會成為實施永續措施的障礙。
社會	無	如果永續發展的措施對大多數土地所有者來說是可以接受的，並改善了他們的生計，就不會有社會障礙了。
經濟	有	實施永續的措施將使土地所有者增加額外投資，而與碳市場相關的經濟效益（包括土壤）的獎勵措施，仍然發展不力。
機構	無	哥倫比亞的國家、地區和地方機構安排促進了永續做法的採用。
法律（土地權利）	有	在該國大部分地區，的土地租佃（即財產合法權利）並不明確。
知識	有	在保護、復育和永續生產的活動中，關於土壤清除和儲存碳能力方面需要更多和更準確的資訊。
自然資源	無	自然資源不是採用該措施的障礙，如混農林業保育、波哥大水基金和永續畜牛專案所實施的做法，儘管其實施應以先前對土地適宜性的研究為基礎。

照片

照片 70. 哥倫比亞亞馬遜地區的可可混農林業和森林復育，由哥倫比亞卡克塔（省）管轄區的混農林業保育專案實施

照片 71. 在加勒比地區實施的混林牧業系統，由哥倫比亞安地斯、加勒比和奧里諾科地區永續畜牛專案實施

照片 72. 波哥大水基金專案在哥倫比亞安地斯地區實施的森林復育

參考文獻

Berenguer, E., Ferreira, J., Gardner, T.A., Aragao, L.E.O.C., Barbosa, P., Cerri, C.E., Durigan, M., De Oliveira, R., Vieira, I. & Barlow, J. 2014. A large-scale field assessment of carbon stocks in human-modified tropical forests. *Global Change Biology*, 20(12): 3713–3726. https://doi.org/10.1111/gcb.12627

Bossio, D.A., Cook-Patton, S.C., Ellis, P.W, Fargione, J., Sanderman, J., Smith, P., Wood, S., Zomer, R.J., von Unger, M. Emmer, I.M. & Griscom, B.W. 2020. The role of soil carbon in natural climate solutions. *Nature Sustainability*, 3(5): 391–398. https://doi.org/10.1038/s41893-020-0491-z.

Bowman, M.S., Soares-Filho, B.S., Merry, F.D., Nepstad, D.C., Rodrigues, H. & Almeida, O.T. 2012. Persistence of cattle ranching in the Brazilian Amazon: A spatial analysis of the rationale for beef production. *Land Use Policy*, 29: 558–568. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2011.09.009

Don, A., Schumacher, J. & Freibauer, A. 2011. Impact of tropical land-use change on soil organic carbon stocks – a meta-analysis. *Global Change Biology*, 17(4): 1658–1670. https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02336.x

Griscom, B.W., Busch, J., Cook-Patton, S.C., Ellis, P.W., Funk, J., Leavitt, S.M., Lomax, G., Turner, W.R, Chapman, M., Engelmann, J., Gurwick, N.P., Landis, E., Lawrence, D., Malhi, Y., Schindler Murray, L., Navarrete, D., Roe, S., Scull, S., Smith, P., Streck, C., Walker, W. & Worthington, T. 2020. National mitigation potential from natural climate solutions in the tropics. *Philosophical transactions of the Royal Society of London, Series B, Biological Sciences*, 375(1794): 20190126. https://doi.org/10.1098/rstb.2019.0126

IDEAM, UNDP, MADS, DNP & Cancillería. 2016. *Inventario nacional y departamental de Gases Efecto Invernadero – Colombia. Tercera Comunicación Nacional de Cambio Climático. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM)*. United Nations Development Programme (UNDP), Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (MADS), Departamento Nacional de Planeación (DNP), Cancillería de Colombia. Bogotá D.C., Colombia.

IPCC. 2019. *Climate Change and Land. An IPCC Special Report on Climate Change, Desertification, Land Degradation, Sustainable Land Management, Food Security, and Greenhouse gas fluxes in Terrestrial Ecosystems*. Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC).

Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. 2018. AbE. Guía de adaptación al cambio climático basada en ecosistemas en Colombia. Bogotá, D.C.: Colombia. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (MADS).

Navarrete, D., Sitch, S., Aragao, L.E.O.C. & Pedroni, L. 2016. Conversion from forests to pastures in the Colombian Amazon leads to contrasting soil carbon dynamics depending on land management practices. *Global Change Biology*, 22(10): 1–15. https://doi.org/10.1111/gcb.13266

Phillips, J.F., Duque, A.J., Scott, C., Peña, M.A., Franco, C.A., Galindo, G., Cabrera, E., Álvarez, E. & Cárdenas, D. 2014. *Aportes técnicos del Sistema de Monitoreo de Bosques y Carbono a la propuesta de preparación de Colombia para REDD+: datos de actividad y factores de emisión*. Memoria 191 técnica. Instituto de Hidrología, Meteorología, y Estudios Ambientales (Ideam), Bogota, Colombia, pp. 45.

The Nature Conservancy. 2012. *Water funds: Conserving green infrastructure. A guide for design, creation and operation*. Bogotá, Colombia.

The Nature Conservancy. 2018. Protocolo para la Estimación y el Monitoreo del Carbono en Coberturas Forestales y no Forestales de Colombia. Bogotá, Colombia.

World Bank. 1967. *Colombia - Review of INCORA and its program (English)*. Technical operations projects series; no. TO 611 Washington, D.C.: World Bank Group.
http://documents.worldbank.org/curated/en/662341468913849760/Colombia-Review-of-INCORA-and-its-program

37. 墨西哥中部膨轉土的 30 年保育性農業措施

Aurelio Báez Pérez[1], Agustín Limón Ortega[2], Angélica Bautista Cruz[3], Bertha Patricia Morales Zamora[4]

[1] Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias, Celaya, Mexico
墨西哥國家林業、農業與畜牧業研究院（塞拉亞）

[2] Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias, México, Mexico
墨西哥國家林業、農業與畜牧業研究院（墨西哥市）

[3] Instituto Politécnico Nacional, CIIDIR, Oaxaca, México
墨西哥國立理工學院區域綜合發展跨學科研究中心（CIIDIR）

[4] Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias. CENID-COMEF, CDMX, México
墨西哥國家林業、農業和畜牧業研究院森林生態系統保護與改善學科研究中心（CENID-COMEF）

1. 相關措施

保育性農業、輪作、有機敷蓋、少耕

2. 案例研究說明

在墨西哥被稱為巴吉奧（Bajio）的地區，膨轉土佔 8.6% 的面積，擁有很高的農業潛力（INEGI, 2007）。此類型的土壤覆蓋面積大，但集約化農業措施的應用導致嚴重惡化（Báez-Pérez et al., 2012b; Torres-Guerrero et al., 2016），此措施的肥力改善取決於沿土壤剖面的碳積累。農業保護措施作為增加土壤有機碳（SOC）含量的一種選擇，這些措施保留作物殘體、最少耕犁和輪作。本實驗的目的是評估 30 多年來在膨轉土的耕地上採用保護措施對土壤有機碳積累的影響。實驗地點位於瓜納華托州（Guanajuato）巴耶德聖地亞哥市（Valle de Santiago）的比利亞迭戈技術發展中心（Technological Development Center in Villadiego）。輪作包括夏季種植玉米（*Zea mays* L.）或高粱（*Sorghum bicolor* L. Moench）；冬季種植小麥（*Triticum aestivum* L.）或大麥（*Hordeum vulgare* L.）。使用尿素作為主要的氮源，平均每公頃施用 300 單位。在春夏有灌溉的情況下，高粱和玉米的施肥量分別為每公頃 300 和 400 單位氮，大麥和小麥在秋冬季節的施肥量為每公頃 230 單位氮。在保留作物殘體 0、3、6、11、24 和 30 年的樣區上，採集了 30 公分深的土壤樣本，發現土壤有機碳呈現隨時間增加的線性趨勢（R2=0.95）。該參數在實驗開始時為 0.72%，在種植 30 年後增加到 2.64%。根據結果，積累率為 1.9 噸土壤有機碳 / 公頃 / 年。作物的殘體（玉米或高粱加小麥或大麥）以殘茬的形式留在地裡，數量約為 20 噸 / 公頃 / 年。據

估計，這些類型的土壤可以累積約 80 噸 / 公頃的作物殘茬，深度為 30 公分（Tinoco-Paramo, 2013）。

3. 案例研究背景

該實驗在瓜納華托州比利亞迭戈市（北緯 20°23'31"，西經 101°11'21"，海拔 1723 公尺）的技術發展中心進行（圖 34）。氣候分類為乾燥草原〔BS1hw(w)(e)g〕（Garcia, 1984），年平均溫度為 20.6℃，年降雨量為 597 毫米。根據世界土壤參比分類系統（World Reference Base system），評估中的土壤屬於修飾詞低色度堅硬表層（pellic-mazic）的膨轉土，深度大於一公尺，土壤質地為 60% 黏粒、30% 坋粒和 10% 砂粒。

圖 34. 墨西哥瓜納華托州巴耶德聖地亞哥市的技術發展中心

4. 擴大規模的可能性

該研究可以擴展到其他使用集約式農業的亞濕潤地區的其他膨轉土（Cotler et al., 2016）。

5. 對土壤有機碳庫存的衝擊

在實施保育措施 30 年後，土壤有機碳庫存已增加到 79.5 噸碳 / 公頃，即比基準線多了 58 噸 / 公頃的土壤有機碳。前三年的增長速度較快，之後則下降（表 151）。Báez Pérez 等人（2002）曾記錄過這類趨勢。前幾年的土壤有機碳積累呈現線性增長，之後按照非線性趨勢減少，可以調整為對數（polynomial）或多項式（polynomial）模型，如圖 35 所示。

表 151. 墨西哥中部巴吉奧研究地點的土壤有機碳庫存變化情況

碳庫存（噸碳 / 公頃）	額外的碳儲量（噸碳 / 公頃 / 年）	研究時間（年）	參考文獻
21.5	0.00	0	Báez-Pérez (2017); Tinoco-Parámo (2013)
33.5	4.00	3	
42.6	1.52	6	
57.5	1.35	11	
65.5	0.33	24	
79.5	0.47	30	

根據政府間氣候變化專門委員會的分類，氣候屬於暖溫帶乾燥氣候
土壤是低色度堅硬表層的膨轉土
在 0~30 公分深測量土壤有機碳庫存

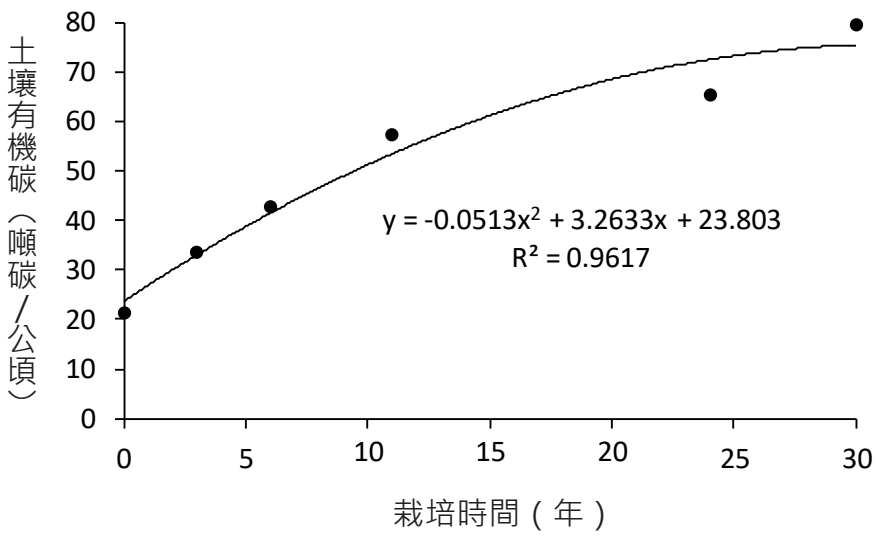


圖 35. 土壤有機碳積累與保育性農業措施實施年數之間的關係

6. 該措施的其他效益

6.1. 改善土壤性質

改善土壤結構，尤其是微孔隙度、水滲透和土壤壓實。土壤容積密度從 1.2 降至 0.95 噸 / 立方公尺（圖 36）。

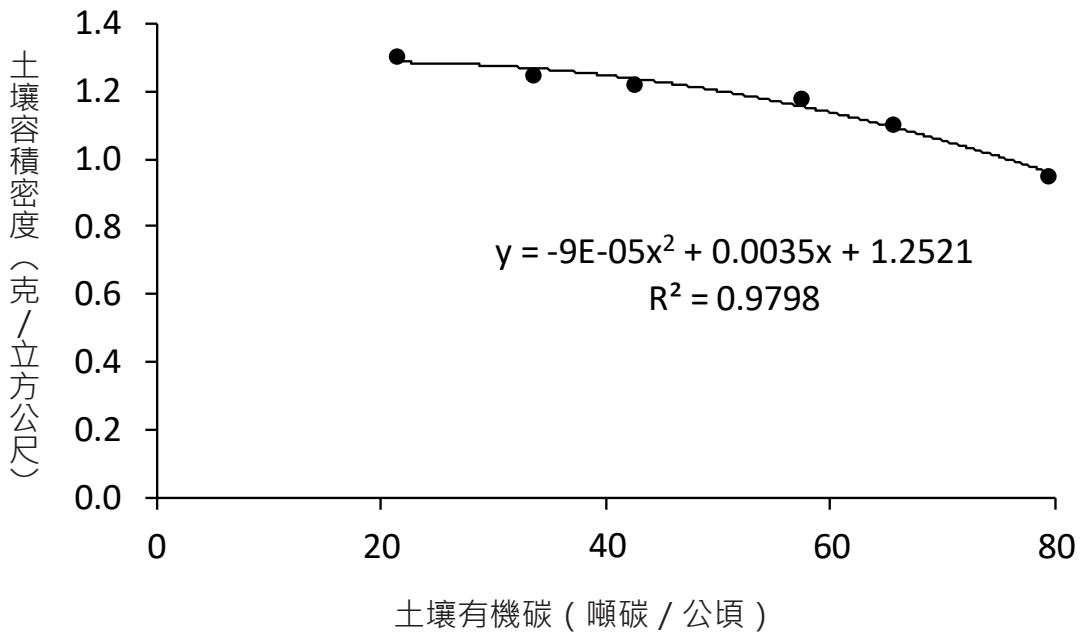


圖 36. 清晰的土壤容積密度和土壤有機碳的關係

透過保育性農業改善土壤的化學性質已被提出，主要為降低 pH 值，從鹼性到中性（Báez Pérez et al., 2017），並大幅降低電導度，因此，因此土壤中養分的利用率更高。

由於保育性農業，土壤有機質的增加提高了土壤中生物的數量和生物多樣性。此優勢使腐植質的含量增加，並累積難以分解的碳，長期儲存於土壤中（García-Silva et al., 2005）。由於捕食性物種的多樣性和數量增加，因此可以在農業生態系統中進行傳染病和疾病的生物控制（Bahena-Juárez, 2018）。

6.2. 最小化對土壤功能的威脅

表 149. 土壤威脅

土壤威脅	
養分的失衡和循環	將作物殘體以殘茬的形式留在土壤表面，可以增加土壤有機物質和對植物營養有用的元素含量（Báez-Pérez et al., 2017）。
土壤鹽化和鹼化	緩衝鹼化風險並在中期減少這種壓迫（Báez-Pérez et al., 2017）。
土壤沾染 / 汙染	在生產過程中減少耕犁，化石燃料的消耗也會隨之減少。從中期來看，隨著土壤有機物質含量的增加，降低施肥量是可行的，有機碳的積累和向大氣排放的溫室氣體也會減少（Cotler et al., 2016）。
土壤生物多樣性損失	每年向土壤表面添加作物殘體，可以使土壤保存更多的水分，並提高生物多樣性（Baez-Perez et al., 2012b; Mena-Covarrubias et al., 2016）。
土壤壓實	由大量有機質導致的蠕蟲種群和其他土壤生物有利於大孔隙率，因而能改善土壤壓實（Cotler et al., 2016）。作物殘體的表層保護土壤表面免受滴落的雨水積累，而形成表面結皮（Verhulst, Francois and Govaerts, 2015）。
土壤水分管理	此生產系統讓作物能更有效地利用土有效水。作物殘體的永久層能夠維持剖面的土壤水分（Báez-Pérez et al., 2012b）。

6.3. 產量增加（如食物、燃料、飼料、木材）

表 153 顯示瓜納關華托州過去 16 年灌溉夏季玉米或高粱，以及冬季小麥或大麥的平均糧食產量（SIAP, 2020）。然而，在保育性農業或慣行農業中，玉米的收益高於 17 噸 / 公頃，高粱的收益高達 12.5 噸 / 公頃，小麥的收益為 9 噸 / 公頃，大麥的收益為 7 噸 / 公頃（Báez-Pérez et al., 2012a; Báez-Pérez et al., 2012b; Báez-Pérez and González-Torres, 2018; Báez-Pérez and González-Torres, 2020）。

表 153. 墨西哥瓜納華托州灌溉玉米、高粱、小麥和大麥的平均州產量

年	玉米	高粱	小麥	大麥
	噸 / 公頃			
2004	7.8	8.6	6.0	5.7
2005	8.5	8.6	6.1	5.9
2006	7.2	7.9	5.9	5.7
2007	8.2	8.5	6.2	5.6
2008	8.5	8.4	5.8	5.7
2009	7.5	8.3	6.4	5.6
2010	8.2	8.6	6.7	6.0
2011	7.9	8.7	7.0	6.2
2012	8.6	9.0	6.7	5.9
2013	8.5	8.9	3.4	3.4
2014	8.8	8.9	6.1	5.6
2015	8.9	5.9	5.1	5.6
2016	8.9	7.8	6.8	6.2
2017	8.9	7.9	6.8	5.9
2018	8.6	7.8	6.9	6.0
2019	9.3	7.2	6.8	6.0

6.4. 緩解和適應氣候變遷

在保育性農業中，在土壤表面堆積一層作物殘體意味著土壤有機碳的逐漸積累，主要是從 0~5 公分深，然而，在更深的深度，此元素的積累則較少。

6.5. 社會經濟效益

農民在穀物生產中採用保育性農業措施，意味著利潤較高，因為與傳統的生產系統相比，土壤準備所花費的投資較少，而產量較大。據 Báez-Pérez 和 González-Torres（2018）以及 Báez-Pérez 和 González-Torres（2020）估計，可以實現的效益成本比為：玉米 2.5、高粱 2.0、小麥 2.3，以及大麥 2.1。

7. 該措施的潛在缺點

7.1. 權衡對土壤功能的其他威脅

表 154. 土壤威脅

土壤威脅	
養分的失衡和循環	在保育性農業系統下，需要進行長期施肥率的研究，以調整穀物生產中使用的化學品。在增加土壤有機碳的同時，也必須更合理地使用農用化學品。
土壤鹽化和鹼化	應用農用石膏可以作為短期的替代方法，以改善土壤鹼性。
土壤沾染 / 汙染	經常使用除草劑來控制高粱作物的窄葉雜草（即草甘膦），意味著土壤汙染的高風險。

7.2. 溫室氣體排放量增加

據估計，保育性農業系統的二氧化碳排放量為2.24克二氧化碳 / 平方公尺 / 小時，慣行耕犁措施的二氧化碳排放量為 1.5 克二氧化碳 / 平方公尺 / 小時（Báez-Pérez et al., 2019）。此差異是由於慣行系統下的土壤有機質含量較低所致。使用高劑量氮肥（每公頃 400 單位）的慣行生產系統，其氧化亞氮排放量為 30 克 / 公頃 / 天，最高值超過 300 克 / 公頃 / 天。在相同施肥標準的保育性農業系統中，由於有機質的分解量更大，排放量也可能更高，但研究尚未研究甲烷的排放。在農業系統中，應用於玉米生產上的氮肥施用（約每公頃尿素的氮含量高達 400 單位），在該類型土壤中，產生的氧化亞氮排放量約為 30 克 / 公頃 / 天。

7.3. 與其他措施的衝突

作物殘體會促進雜草生長，干擾灌溉水的流動，並在雨季因水分過多而導致脫氮作用。因此，必需使用除草劑，標記耕作壟溝並注意平整措施。

7.4. 產量減少（如食物、燃料、飼料、木材、纖維）

如果雜草壓力和灌溉管理相關的制約因素存在，將有可能出現經濟損失，使農民不願採用保育性農業。

7.5. 其他衝突

保育性農業的另一個限制是取得合適且負擔得起的機械，如精密種植機。

8. 實行該措施前的建議

玉米和高粱採用雙排苗床（1.6 公尺），小麥或大麥採用雙排或三排苗床，此方法已成功地實施於巴吉奧。被稱為「V」型耙的工具可以構造出苗床的邊緣，並改善裸地的使用，增加了發芽的成功率，並在土壤表面以最佳的方式分佈殘茬。

9. 採用該措施的潛在障礙

表 155. 採用該措施的潛在障礙

障礙	有 / 無	
生物物理	有	在平坦的土壤上實施保育系統很容易；在傾斜的土壤上，必須實施額外的措施，如梯田、活體樹籬或實行沿等高線耕作的方式。
文化	有	土地所有者往往是習慣在無雜草的土地上耕作的年長者。因此，在保育性耕犁的田地裡，他們會把作物殘體視為垃圾。

障礙	有 / 無	
社會	有	實行保育性農業的農民一般都是小農戶，因此，他們在組織農民團體及要求政府提供長期技術援助等方面都面臨困難。
經濟	有	為農業保育工程購買或租賃農具的成本很高。
機構	有	墨西哥有一個支援農業的全國性計畫（PROCAMPO），但它的不足之處在於，實行規則並沒有直接促進生產的多樣化，或對更昂貴的保育系統流程提供足夠的支援。
法律（土地權利）	有	將財產所有權交給社區生產者，大幅增加了生產性土地的銷售和新大莊園的形成，其不符合保護主義的願景，只有最高度的集約化。
知識	有	需要進一步培訓技術人員，以及進行更好的研究和示範平臺，以正確地建立保育措施。
自然資源	無	膨轉土分佈在對農業用地最有利的地區。

照片

照片 73. 玉米殘茬上的小麥，墨西哥瓜納華托州維拉格蘭（Villagrán）的農業技術田「Xonotli」，2017~2018 年的秋冬週期

照片 74. 小麥和玉米殘體上的玉米，墨西哥瓜納華托州維拉格蘭的農業技術田「Xonotli」，2017~2018 年的秋冬週期

照片 75. 玉米覆蓋小麥和玉米的殘體（左）和玉米覆蓋小麥殘體（右）

照片 76. 退化膨轉土上的玉米

照片 77. 傳統農業中膨轉土上的玉米

參考文獻

Báez Pérez A., Etchevers-Barra, J.D., Hidalgo-Moreno, C., Prat, C. & Núñez. R. 2002. Carbono orgánico y P-Olsen en tepetates cultivados de México. *Agrociencia*, 36 (6): 643-65.

Báez-Pérez, A., Solís-Moya, E., Joza-Peña, A., Bahena-Juárez, F., Huerta-Martínez, E. & Arreola-Tostado, J.M. 2012a. Comportamiento de variedades de variedades de trigo bajo labranza de conservación en el valle Morelia-Queréndaro. Folleto técnico no. 4. ISNB 978-607-425-787-8. Instituto Nacional de Investigaciones Forestales Agrícolas y Pecuarias (INIFAP), Campo Experimental Bajío, Celaya, Guanajuato, México.

Báez-Pérez, A., Arreola Tostado, J.M., Triomphe, B, Bautista Cruz, A. & Licea Morales, P.J. 2012b. Implementación de la siembra directa para producción de cebada maltera en el estado de Guanajuato *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 3(8): 1509-1519.

Báez Pérez, A. & González Torres, B. 2018. Producción de trigo y hortalizas en agricultura de conservación en Villagrán, Guanajuato. *In* Fonteyne, S., Verhulst, N. (Eds.). *Red de Plataformas de Investigación cimmyt. Resultados PV 2017 y OI 2017-18. Agricultura de Conservación en sistemas de riego*. pp 75–81. Centro Internacional de Mejoramiento de Maíz y Trigo (CIMMYT), El Batán, Texcoco, Estado de México, México.

Báez-Pérez, A., Grageda-Cabrera O.A. & Olivares-Arreola E.A. 2019. Evaluación de tres sistemas de cultivo en la acumulación de carbono del suelo y emisiones de CO_2 en un Vertisol. *In* Paz, F., Velázquez, A. & Rojo, M. (Eds.). *Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2019*. pp 132–142 Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México, México.

Báez Pérez, A. & González Torres, B. 2020. Villagrán, Guanajuato – PV 2018 – Año cinco en Villagrán, Guanajuato. *In* Fonteyne, S., Verhulst, N. (Eds.). *Red de Plataformas de Investigación CIMMYT. Resultados PV 2018 y OI 2018-2019. Agricultura de Conservación en sistemas de riego.* pp 151–162. Centro Internacional de Mejoramiento de Maíz y Trigo (CIMMYT), El Batán, Texcoco, Estado de México, México.

Báez-Pérez, A., Limón Ortega, A., González-Molina,L., Ramírez-Barrientos, C.E. & Bautista-Cruz, A. 2017. Effect of conservation agriculture practices on some chemical properties of Vertisols. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 8(4): 759–772.

Bahena-Juárez, F. 2018. Manejo agroecológico de plagas. *In Enlace la revista de agricultura de conservación*. Año IX. Número 43 abril–mayo. (also available at: https://repository.cimmyt.org/bitstream/handle/10883/18146/56637_2018_IX(43).pdf?sequence=149)

Cotler, H., Martínez, M. & Etchevers, J.D. 2016. Carbono orgánico en suelos agrícolas de México: investigación y políticas públicas. *Terra Latinoamericana*, 34: 125-138.

INEGI (Instituto Nacional de Geografía. 2007. *Conjunto de Datos Vectorial Edafológico, Serie II, escala 1: 250 000 (Continuo Nacional)*. México.

García, E. 1984. *Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köpen*. Universidad Nacional Autónoma de México. México.

García-Silva, R., Espinosa-Victoria, D., Figueroa-Sandoval, B., García-Calderón N.E. & Gallardo-Lancho, J.F. 2005. Reservas de carbono orgánico y de fracciones húmicas en un Vertisol sometido a siembra directa. *Terra Latinoamericana*, 24(2): 241-251.

Mena-Covarrubias, J., Serna-Pérez A., Báez-Pérez A. y Zegbe-Domínguez J.A. 2016. La vida en el suelo es la base de la fertilidad de los suelos agrícolas. Folleto técnico # 77. Institutop Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias (INIFAP), Campo Experimental Zacatecas, Zacatecas, México.

Ramírez-López, A., Désirée-Beuchelt, T. & Velasco-Misael, M. 2013. Factors for adoption and abandonment of conservation agriculture systems in the high valleys of Mexico. A*gricultura, sociedad y desarrollo*, 10(2): 195–214

SIAP. 2020. *Statistics of the Agri-Food and Fisheries Service* [online]. [Cited 25 September 2020]. https://www.gob.mx/siap

Tinoco-Páramo, C. 2013. *Efecto de diferentes prácticas agrícolas sobre las propiedades físicas y químicas de suelos Vertisoles en el Bajío*. Departamento de Producción Agrícola y Animal, Universidad Autónoma Metropolitana, México. (Bachelor′s degree dissertation).

Torres-Guerrero, C.A., Gutiérrez Castorena, M.C., Ortiz-Solorio, C.A. & Gutiérrez-Castorena, E.V. 2016. Manejo agronómico de los Vertisoles en México: una revisión. *Terra Latinoamericana*, 34: 457-466.

Verhulst, N., François, I. & Govaerts, B. 2015. Agricultura de conservación, ¿mejora la calidad del suelo a fin de obtener sistemas de producción sustentables? Centro Internacional de Mejoramiento de Maíz y trigo (CIMMYT), El Batán, Texcoco, México. 4 p. (also available at: https://repository.cimmyt.org/xmlui/bitstream/handle/10883/4408/56985.pdf)

38. 墨西哥硬化新火山灰土的改造

Aurelio Báez Pérez[1,2], Jorge D. Etchevers Barra[2], Claudia I. Hidalgo Moreno[2], Christian Prat[3], Angélica Bautista Cruz[4], Juan Fernando Gallardo Lancho[5]

[1] Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agríclas y Pecuarias, Celaya, Guanajuato, Mexico
墨西哥國家林業、農業與畜牧業研究院（塞拉亞）

[2] Laboratorio de Fertilidad, IRENAT, Carretera México-Texcoco, Montecill o, Mexico
墨西哥自然資源研究所（IRENAT）生育實驗室

[3] IRD-LTHE (Laboratoire d' Etude des Transferts en Hydrologie et Environnement), Grenoble, France
法國水文與環境轉移研究實驗室（IRD-LTHE）

[4] Instituto Politécnico Nacional, México, CIIDIR, Oaxaca, México
墨西哥國立理工學院區域綜合發展跨學科研究中心（CIIDIR）

[5] Retired. C.S.I.C., IRNASa, Spain
西班牙高等科學委員會（CSIC）薩拉曼卡自然資源與農業生物學研究所（已退休）

1. 使用措施

輪作、糞肥施用、間作

2. 案例研究說明

灰蓋（*Tepetates*）〔岩床（rocky bed）〕是經過強烈侵蝕過程後，暴露在似土壤表面的火山凝灰岩之堅結層（indurated layers of volcanic tuffs）。*灰蓋*覆蓋 11.6% 的墨西哥領土（23 萬 2000 平方公里；Guerrero-Eufracio, Luna and Caballero, 1992），相當於 3 萬平方公里的新火山岩軸帶（Neovolcanic Axis）（Zebrowski, 1992）。在墨西哥，這些火山物質的分類是根據火山灰沉積的先後順序（依據其連續沉積年齡：t1、t2、t3 等），以是否有碳酸鈣或二氧化矽作為膠結物（cementing material）（Quantin et al., 1993）和相應的硬度〔脆磐（fragipan）或矽質硬磐*灰蓋*（duripan *tepetates*）〕。脆盤*灰蓋*比較易被機械性打破（使用重型機械），將其轉化為可耕地的基質，有利於農業或更新造林（reforestation）；然而，它們缺乏土壤有機碳、氮和磷。破碎的基質最初是由*灰蓋*的惰性碎片組成，而加入有機糞肥和 / 或肥料，以及採用耕作系統或重新植林後，會逐漸形成土壤團粒，並在其中累積了土壤有機碳（Báez-Pérez et al., 2007a）。惰性基質轉為肥沃土壤的基礎是團粒的形成和穩定性，如此可改善土壤結構和隨之而來的物理、化學和生物土壤性質。Báez Pérez 等人（2002）評估了幾個農業生產系統中土壤有機碳的含量，並得出結論，依所施行的農藝管理而定，在耕作過程的前四年中，碳元素的累積率從 2.2~4.4 噸碳 / 公頃 / 年。有機肥的大量添加主要是在可耕層（0~20 公分深）添加作物殘體和糞肥，而土壤有機碳累積會後來下降至較低的速率，且累積量變更稀少。根據在不同耕作系統中發現的

土壤有機碳最高值，顯示這些基質在耕種 20 年後，仍可以在 20 公分深的範圍內儲存超過 88 噸碳 / 公頃。依照 Báez-Pérez 等人（2009）估計，二氧化碳排放量平均為 20 公斤二氧化碳態碳 / 公頃 / 年，而由於水的侵蝕，土壤有機碳流失則高達 60 公斤二氧化碳 / 公頃 / 年。重要的是，需考慮到在土壤改良的頭幾年和後幾年，會添加大量的糞肥和有機殘體，排放量會變得很高。

3. 案例研究背景

其中一個研究地點在墨西哥谷流域（Valley of México watershed），位於墨西哥州*雪山嶺*（*Sierra Nevada*）山脈西北坡的中間部分，介於北緯 18°54'39'' 至 19°33'00'' 和西經 98°31'11'' 至 98°48'10'' 之間，覆蓋位於中央火山帶（Central Volcanic Belt）中央部分的墨西哥州（Estado de Mexico）、莫雷洛斯（Morelos）、普埃布拉（Puebla）和特拉斯卡拉（Pueblay Tlaxcala）（圖 37）。該區的海拔高度為 2300~2900 公尺。山麓地區的氣候屬於暖溫帶濕潤氣候，但隨著海拔高度的而變化（例如在*雪山嶺* 山脈）。

其他選定的地點在墨西哥特拉斯卡拉州胡約特利潘自治區（municipality of Hueyotlipan）的聖地牙哥特拉爾潘（Santiago Tlalpan）（照片 78），位於*雪山嶺*山脈的山麓東部。此地氣候亦是暖溫帶濕潤，根據柯本氣候分類法（Köppen classification），屬於溫帶亞濕潤，C(w2)(w)g(i0)（García, 2004）。其年平均溫度為 14.8℃，年降水量為 769 毫米 / 年，主要集中在夏季（6 月~9 月）。根據Werner（1992）的研究，因為山坡和山谷下以開發的變育土（Cambisols）和灰燼土（Andisols）受到侵蝕，致使特拉斯卡拉州有 54% 的地區可能會成為*灰蓋*地區。

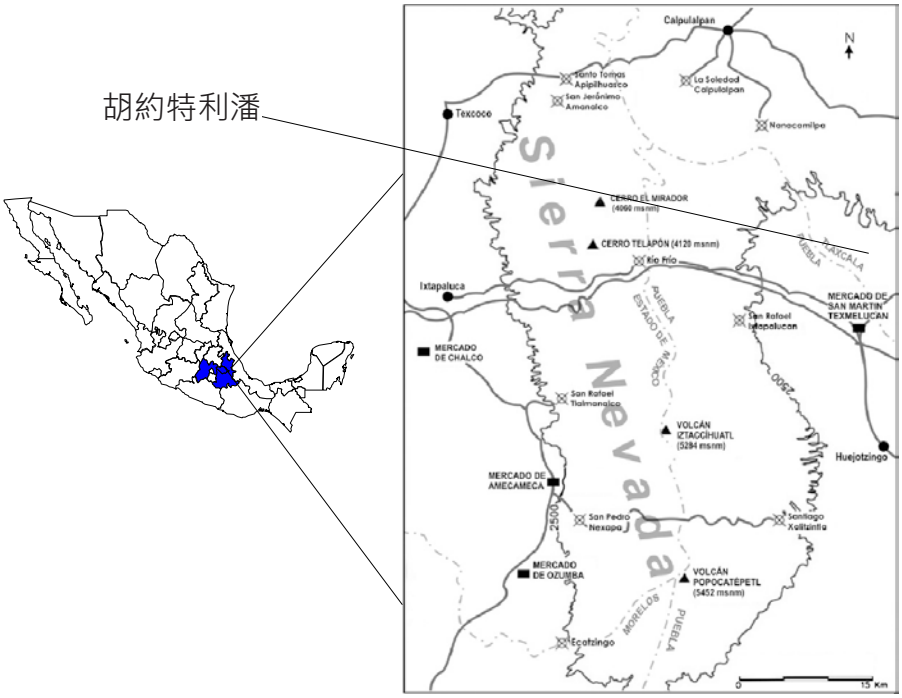


圖 37. 研究區域

資料來源：Aurelio Báez Pérez, Jorge D. Etchevers Barra, Claudia I. Hidalgo Moreno, Christian Prat, Angelica Bautista Cruz, Juan Fernando, Gallardo Lancho

4. 擴大規模的可能性

結果可以在橫向新火山軸帶（Transversal Neo-volcanic Axis）的區域中擴大規模實行；此火山軸帶位於*西馬德雷山脈*（*Sierra Madre Occidental*）到*東馬德雷山脈*（*Sierra Madre Oriental*）之間的火山鏈，從西側的太平洋雷維利亞希赫多群島（Revillagigedo）延伸到東側的墨西哥灣，包含沿著緯度 19，橫跨墨西哥城和納亞里特（Nayarit）、哈利斯科（Jalisco）、科利馬（Colima）、米卻肯（Michoacán）、瓜納華托、克雷塔羅（Querétaro）、墨西哥、伊達爾戈（Hidalgo）、莫雷洛斯、特拉斯卡拉、普埃布拉等州及維拉克斯（Veracruz）州的*洛斯圖斯特拉斯區*（Region of *Los Tuxtlas*）。

5. 對土壤有機碳庫存的衝擊

經破土與形成梯田的過程後，受改造來供農業生產或林業用的*灰蓋*僅含微量的土壤有機碳；另外這些基質的土壤有機碳基準線接近零，因此其固存碳的潛力很大。根據對碳累積的研究（Báez Pérez et al., 2002）指出，當持續投入有機糞肥時，在 20 年耕種期間中，土壤有機碳固存潛力達 88 噸碳 / 公頃。在雨養的生產系統中（單一作物連作玉米），加上移除收成後的殘體，即使經過 50 年的耕種，土壤有機碳含量仍不會超過 5 毫克碳 / 克（11 噸碳 / 公頃）（表 156）；這可以在過去用鋤頭和鏟子人工破土的老樣區以及採訪該地區的農民中，得到證實。在最初幾年，受改造來供農業生產的*灰蓋*，在最初幾年，其土壤有機碳累積呈線性成長（從 2.2~4.4 噸碳 / 公頃），隨後增長會變得非常緩慢（呈對數模型）。大量添加有機廢物或肥料，乾物質將會超過八噸（公頃 / 年）；然而根據上述情況，這些數據並不高。其後，有機物添加量減少，而隨著土壤的發展，礦化作用增加，從而降低了淨速率。

表 156. 墨西哥州*雪山嶺* 山脈研究地點的土壤有機碳庫存變化情況

基準線碳庫存（噸碳 / 公頃）	額外的碳儲量（噸碳 / 公頃 / 年）	研究時間（年）	實驗處理和更多資訊	參考文獻
0.01	0.22	50	單作玉米，並移除收成後的殘體。	Baez-Perez *et al.* (2002)
	0.36	60	玉米 + 豆科植物（蠶豆或豆類）的輪作或混合種植	
	0.48	50*	包含玉米的輪作與持續施用有機糞肥。 * 土壤可以累積超過 50 年的碳。	
	8.8	10	在溫室中實行集約式生產，並進行灌溉和持續施用有機糞肥。	

氣候為溫帶亞濕潤氣候，根據柯本氣候分類法為 C(w2)(w)g(i0)，土壤為硬盤土，高鹽基、表面膠結（Durisol eutric epipetric）

碳庫存的基準線值

考慮到新破碎的基質只含有微量的土壤有機碳，基準線值是接近於零；Covaleda 等人（2007）研究指出，*灰蓋*的基準線範圍為 2~10 噸碳 / 公頃。

研究時間

據估計，在土壤深度的前 20 公分，雨養栽種的*灰蓋*中土壤有機碳累積取決於種植系統，即：（a）玉米（*Zea mays*）單作並移除收成後的殘體，即使在在種植 50 年後，碳庫存僅為 5 毫克碳 / 克（11 噸碳 / 公頃）；（b）玉米 + 豆科植物（蠶豆或豆類）輪作或混合種植，即使種植 60 年後，碳庫存僅達 10 毫克碳 / 公斤（22 噸碳 / 公頃）；（c）玉米輪作並持續施用有機糞肥，100 年後可達 22 毫克碳 / 公斤（48 噸碳 / 公頃）；以及（d）溫室集約式生產，並進行灌溉和持續施用有機糞肥，僅種植 10 年就可達到 40 毫克碳 / 克（88 噸碳 / 公頃）（Baez-Perez et al., 2002）。

6. 該措施的其他效益

6.1. 改善土壤性質

物理性質

破壞*灰蓋*的堅結基質有利於水滲透、通氣、團粒形成和保水性（Baez et al., 2007b）。根據 Prat、Chaparro-Ordaz 和 Rugama（2003）發現，脆磐*灰蓋*的在受機械破土前，導水度是 0.45 公分 / 小時，而經農業用途的相關改造後，可以達到 6 公分 / 小時。

物理和化學性質

在經 20 年的耕種後，土壤的 pH 值從弱鹼性下降為弱酸性（Covaleda et al., 2009）。

生物化學性質

將*灰蓋*轉變成可耕地，會逐漸增加土壤有機碳的累積，因而改善生物化學性質。

生物性質

生物活性明顯增加，尤其是由叢枝菌根菌（arbuscular mycorrhizae fungi）產生的球囊黴素（glomalin），而此物質對土壤有機碳的固存有所幫助（*灰蓋*中的有機碳有 15~30% 是生物難分解的；Báez-Pérez*e* et al., 2010; Báez-Pérez et al., 2012）。*灰蓋*中的生物活性對糞肥、綠肥和來自玉米、大豆和蠶豆混養栽培的作物殘體等的混入，有良好的反應（Alvarez-Solís, Ferrera-Cerrato and Etchevers-Barra, 2000）。*灰蓋*露頭的露出意味著土壤侵蝕和生物多樣性的喪失；因此為農業或林業生產所做的*灰蓋*改造，則會增強土壤的生物多樣性。

6.2. 將對土壤功能的威脅降至最低

表 157. 土壤威脅

土壤威脅	
土壤侵蝕	為農業目的、保育以及整地作業所進行的灰蓋改造，大幅限制侵蝕。根據 Prat 等人（1997）和 Báez-Pérez 等人（2009）在測量土壤質量和由逕流水輸送的懸浮沉積物後發現，原生灰蓋每年流失 20 噸 / 公頃 / 年的沉積物，而相較之下，連續加入有機糞肥的已碎灰蓋，每年僅流失 2 噸 / 公頃。
養分的失衡和循環	養分的含量會隨有機質藏量的增加而增加。在初期主要會缺乏氮和磷（可以用肥料來緩解）。Báez Pérez 等人（2002）報告指出，即使種植 50 年後，在移除收穫後殘體的玉米系統中，土壤中的有效磷僅約為 5 毫克 / 公斤；但如果持續施用有機糞肥，在種植 100 年後，有效磷會則增加到 60 毫克 / 公斤。
土壤酸化	在耕作 20 年後，土壤 pH 值從弱鹼性降至弱酸性（Covaleda et al., 2009）。
土壤生物多樣性損失	灰蓋露頭的露出意味著土壤侵蝕和生物多樣性的喪失；此外，為農業或林業生產所做的灰蓋改造，增強土壤的生物多樣性（Prat et al., 2015）。
土壤孔隙密封（土壤表面的結皮）	如果未進行適當的耕犁，會因缺乏足夠的物理結構，新改造後的灰蓋會在土壤表面出現結皮問題（Báez Pérez et al., 2007a）；因而水滲透會受到限制，進一步對小粒種子（如小麥）的發芽產生負面影響。大量添加有機糞肥和引入廣布的覆蓋作物會逐漸改善土壤結構。
土壤壓實	原生灰蓋基質具有較高的土壤容積密度（約 1.6 噸 / 立方公尺）；在經機械破土和農業用途的相關改造後，土壤容積密度下降到 1.1 噸 / 立方公尺（Peña and Zebrowski, 1992; Prat et al., 2002）。
土壤水分管理	灰蓋位於山麓，坡度侵蝕程度為輕微到中等；因此，強烈建議在山麓外緣、等高線、邊界或活樹牆（living wall）處修建梯田，這對減少雨水的侵蝕力（或促進灌溉水的管理）至關重要（Prat et al., 2015）。

6.3. 提供服務方面

在雨養條件下，Báez等人（1997）發現，可從為農業生產而改造*灰蓋* 中，採收 3.5 噸 / 公頃的大麥和玉米；在玉米+大豆+蠶豆的聯合栽種中，他們分別獲得3.6、0.12 和 2.0 噸 / 公頃的收穫。

6.4. 緩解和適應氣候變遷

就如同先前所說明，為農業生產而改造的*灰蓋*構成土壤有機碳的滲穴（sinkhole）。根據 Báez-Pérez 等人（2009）的研究，在最潮濕的月份（5 月~9 月），雨養農業系統的二氧化碳排放量平均為 5~10 公斤二氧化碳態碳 / 公頃 / 小時，而在旱季約為 一公斤二氧化碳態碳 / 公頃 / 小時。

6.5. 社會經濟效益

灰蓋 的改造能為生活在貧困邊緣的社區提供新的農田。根據 Prat 等人（1997b）研究顯示，大多數農民未能達到相當於最低收入的水準，而他們的利潤只能抵得上一個位於墨西哥橫向新火山軸帶的農村社區的墨西哥家庭，平均基本生活開銷的一半，而其他安地斯地區的大部分地區亦是如此。在中南美洲的其他國家，也會使用相當於*灰蓋* 的不同名稱（Gardi et al., 2014），如 *talpetates* 、*cangahuas* 或 *trumaos* 。

7. 該措施的潛在缺點

7.1. 權衡對土壤功能的其他威脅

表 158. 土壤威脅

土壤威脅	
土壤汙染	在*灰蓋* 地區的部分侵蝕溝被用來作為垃圾場和城市垃圾掩埋場，汙染下游的水域和河流；因此，只能將它們恢復為森林用途。
土壤生物多樣性損失	在墨西哥，過度的（通常是非法的）伐木導致森林內產生空地，促使土壤侵蝕加速，並出現極易被侵蝕的*灰蓋*露頭。在此嚴重的情況下，沖溝的形成招致惡地（badland），表示環境嚴重惡化。

土壤威脅	
土壤水分管理	在過去，除了用桉樹進行更新造林外，這些*灰蓋*地區的土地保護作業、小型水壩和水庫等相關工程的執行，皆為控制上流地區的逕流，來保護人口最多的低地。

7.2. 溫室氣體排放量增加

當土壤水分增加時，二氧化碳的排放量也會增加，其高峰值可達 25 公斤 / 公頃 / 小時。

7.3. 產量減少（如食物、燃料、飼料、木材、纖維）

在破裂過程之後，若無詳盡考量土壤保育措施和選擇適當的作物，*灰蓋* 的侵蝕風險會提高，且作物初次生產的結果將不盡如人意。須注意耕作第一年的產量往往很低；最常被指定的作物是玉米。

8. 實行該措施前的建議

建議在進行*灰蓋* 破土時，深度至少要達 45 公分深；這個作業是用履帶式牽引車（caterpillar tractor），D7 或 D8，並配備兩個鑿子或破土犁（Zabrowski and Sánchez, 1997）。藉由這項作業可造出基質，得到一個相當粗糙的土地結構；隨後需要犁來軟化這個地形的表面。土地的形狀和坡度通常決定未來農業工程的樣區設計。受改造*灰蓋*的最後坡段應能最大限度地使雨水滲透進入土壤，並在雨水過多時可減少逕流。已有實驗證明，對*灰蓋* 基質進行破土的有效方法是，一開始便用重型機械沿直線方向進行，間距為 30 公分，以鑿子穿透的行間，接著進行第二步，但此次與第一步行徑垂直，如同標記網格般。而在播種豆科植物之前，建議先引進共生菌（symbiotic bacteria）。

9. 採用該措施的潛在障礙

表 159. 採用該措施的潛在障礙

障礙	有 / 無	
生物物理	有	有大面積的侵蝕形成了很深的沖溝；在如此惡化的程度下，已經不可能進行灰蓋改造。
社會	有	由於缺少作為農業生產者的工作機會，有很多人從農村遷移到城市地區，甚至到美國；而其後果之一是，剩下的老年人成為耕種土地的主要勞動力。
經濟	有	為農業或林業生產而進行破土和改造灰蓋的成本很高；然而，如果政府支持或實行土地改造計畫，以對抗不可逆轉的土壤流失，便能採用相關措施（Zabrowski and Sánchez, 1997）。
機構	有	希望有更多的機構投入，來引導相關公共政策，來防止和反轉土壤退化。

資料來源：（Zebrowski, 1992）

照片

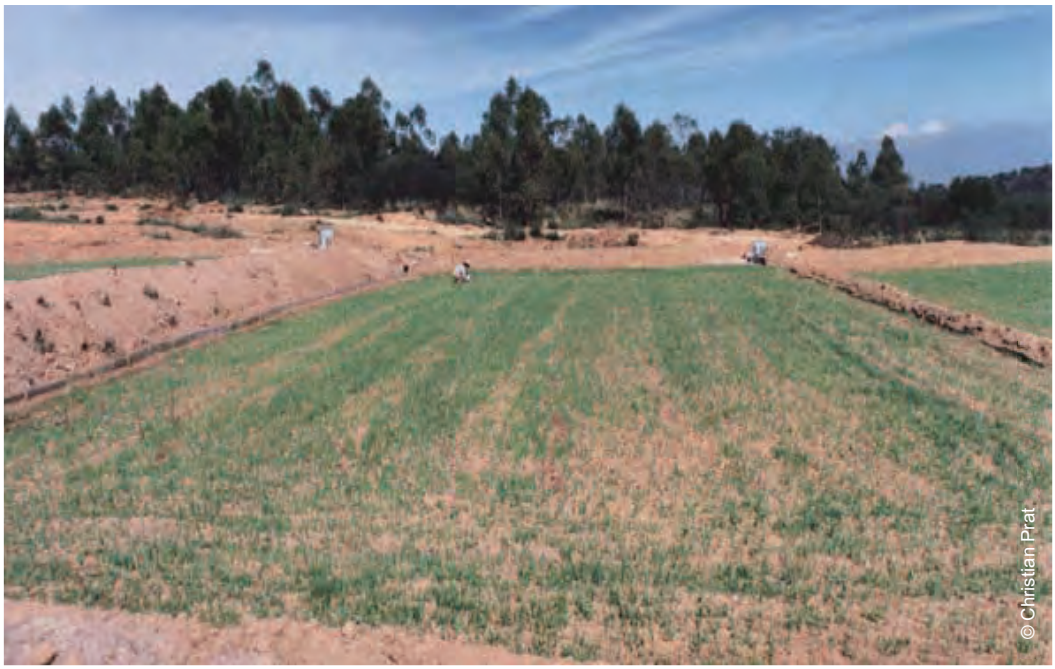
照片 78. 上圖：墨西哥特拉斯卡拉州在特拉爾潘市（Tlapan, Tlaxcala, Mexico）為農業生產而剛破碎與整好地的*灰蓋*樣區

同一地點在兩年和三年後種植玉米和豆類。從左下角開始：發生土壤侵蝕的*灰蓋*（墨西哥特拉斯卡拉州）;在特拉斯卡拉州卡札達德猛瑪（Calzada del Mamut）其*灰蓋*嚴重侵蝕並形成沖溝;*灰蓋*碎片和土壤團粒，來自經過數年耕種後的改造後的*灰蓋*（特拉斯卡拉州，特拉爾潘市）。照片來自作者。

照片 79. 重型機械進行破土

照片 80. 梯田的形成（terrace formation）

照片 81. 整平灰蓋樣區以利耕作



照片 82. 耕作的灰蓋樣區

照片 83. 耕作的灰蓋 樣區

參考文獻

Álvarez-Solís, J.D., Ferrera-Cerrato, R. & Etchevers-Barra, J.D. 2000. Actividad microbiana en tepetate con incorporación de residuos orgánicos. *Agrociencia*, 34(5): 523-532.

Báez, A., Ascencio, E., Prat, C. & Márquez, A. 1997. Análisis del comportamiento de cultivos en tepetate t3 incorporados a la agricultura de temporal, Texcoco (México). *In* Zebrowski, C., Quantin, P. & Trujillo, G. (Eds.). *Suelos Volcánicos Endurecidos*, III Simposio Internacional (Quito, December 1996), ORSTOM, Quito, Ecuador. Pp. 296-310.

Báez Pérez A., Etchevers-Barra, J.D., Hidalgo-Moreno, C., Prat, C. & Núñez. R. 2002. Carbono orgánico y P-Olsen en tepetates cultivados de México. *Agrociencia*, 36 (6): 643-65.

Báez-Pérez, A., Etchevers-Barra, J.D., Prat, C. & Hidalgo-Moreno, C. 2007a. Formation of aggregates and carbon sequestration in ameliorated *tepetates* in the Río Texcoco basin, Mexico. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas*, 24(3): 487-497.

Báez, A., Etchevers, J.D., Prat, C., Márquez, A. & Ascencio-Zapata, E. 2007b. Manejo agronómico de los suelos endurecidos (tepetates) del eje neovolcánico de México. In Gallardo-Lancho, J.F. (Ed.). *La Captura de Carbono en Ecosistemas Terrestres Iberoamericanos*. Sociedad Iberoamericana de Física y Química Ambiental. Salamanca, España. pp: 69–84.

Báez-Pérez, A., Etchevers-Barra, J.D., Haulon, M., Werner, D., Flores, G. & Hidalgo-Moreno, C.I. 2009. Pérdida de carbono por erosión hídrica y emisiones de CO_2 en tepetates habilitados para la agricultura. *In* Campo-Alves, J. & Conti, M.E. (Eds.). *Emisiones de gases con efecto invernadero en ecosistemas iberoamericanos*, pp. 25-48. Sociedad Iberoamericana de Física y Química Ambiental. Salamanca, España.

Báez-Pérez, A., González-Chávez, M.C.A., Etchevers-Barra, J.D., Prat, C. & Hidalgo-Moreno, C. 2010. Glomalina y secuestro de carbono en tepetates cultivados. *Agrociencia*, 44(5): 517-529.

Báez-Pérez, A., Etchevers, J.D., González-Chávez, M.C., Hidalgo-Moreno, C., Monreal, C.M. & Prat, C. 2012. Extraction of glomalin and associated compounds with two chemical solutions in cultivated *tepetates* of Mexico. *Communications in Soil Science and Plant Analysis,* 43: 28–35. https://doi.org/10.1080/00103624.2012.631403

Covaleda, S., Pajares, S., Haulon, M., Báez, A., Gallardo, J.F., Etchevers, J.D., Werner, G. & Marinari, S. 2007. Secuestro de C en tepetates rehabilitados para uso agrícola en el Estado de Tlaxcala (México). *In* Gallardo, J.F. (Ed.). *La captura de Carbono en ecosistemas terrestres iberoamericanos*. S.i.F.yQ.A., Salamanca (Spain). Pp.: 123-147. ISBN: 978-84-611-9622-7.

Covaleda, S., Pajares, S., Gallardo, J.F., Padilla, J., Báez, A. & Etchevers, J.D. 2009. Effect of different agricultural management systems on chemical fertility in cultivated *tepetates* of the Mexican transvolcanic belt. *Agric., Ecosyst. & Environ.*, 129(4): 422–427. https://doi.org/10.1016/j.agee.2008.10.024

Gardi, C., Angelini, M., Barceló, S., Comerma, J., Cruz Gaistardo, C., Encina Rojas, A., Jones, A., Krasilnikov, P., Mendonça Santos Brefin, M.L., Montanarella, L., Muñiz Ugarte, O., Schad, P., Vara Rodríguez, M.I. & Vargas, R. (Eds), 2014. *Atlas de suelos de América Latina y el Caribe*. European Comission. Publication Office, European Union, Luxembourg. 176 pp. ISBN: 978-92-79-25599-1.

Guerrero-Eufracio, E.G., Luna, J.L. & Caballero, E. 1992. Distribución de los tepetates de la República Mexicana escala 1: 4 000 000. *Terra*, 10: 131-136.

Peña, D. & Zebrowski, C. 1992. Caracterización física y mineralógica de los tepetates de la vertiente occidental de la sierra nevada. *Terra*, 10: 156-163.

Prat, C., Báez, A., Ascencio, E., & Márquez, A.I. 1997. Erosión de una toba volcánica endurecida en proceso de rehabilitación. *In* Navarro-Garza, H. Poupón, H. & Pérez Olvera, M.A. (Eds.). *Aptitud Productiva en Suelos Volcánicos Endurecidos (tepetates)*, ORSTOM & Colegio de Postgraduados. Montecillo, Estado de México. Pp: 69–84.

Prat, C., Ly, B.T., Lepigeon, I., Faugèrej, G. & Alexandre, J.L. 1997. Los sistemas agropecuarios de producción en tepetates, en cuatro comunidades del Altiplano mexicano. *In* Zebrowski, C., Quantin, P. & Trujillo, G. (Eds.). *Suelos Volcánicos Endurecidos*, III Simposio Internacional, Quito, December 1996, ORSTOM, Quito, Ecuador. Pp. 482-491.

Prat, C., Chaparro-Ordaz, V. & Rugama, J.A. 2003. Impacto de la roturación y del manejo agronómico de un tepetate sobre su estructura. *Terra Latinoamericana*, 21(1): 109-115.

Prat C., Moreno, J., Hidrobo, J., Trujillo, G., Ortega, C.A., Etchevers, J.D., Hidalgo, C., Báez, A. & Gallardo Lancho, J.F. 2015. Turning rocks into soils from the Ecuadorian Andes to the Mexican trans-volcanic *Sierra*. *In Understanding mountain soils*, FAO, Rome. ISBN: 978-92-5-108804-3. Pp. 100-103.

Quantin, P., Arias, A., Etchevest, J., Ferrera, R., Olechko, K., Navarro, H., Werner, G. & Zebrowski, C. 1993. Tepetates de México: Caracterización y Habilitación para la Agricultura. Terra, 11(Número especial): 1-25. (also available at: https://horizon.documentation.ird.fr/exl-doc/pleins_textes/pleins_textes_7/divers2/010012241.pdf)

Werner, G. 1992. Suelos volcánicos endurecidos (tepetates) en el estado de Tlaxcala: Distribución, rehabilitación, manejo y conservación. Primer Simposium Internacional: Suelos Volcánicos Endurecidos (Uso y manejo de tepetates). Colegio de Postgraduados. Montecillo, Estado de México. Terra, 10(Número especial): 318-331.

Zebrowski, C. 1992. Los suelos volcánicos endurecidos de América Latina. *Terra*, 10: 15-23.

Zebrowski, C. y Sánchez, B. 1997. Los costos de rehabilitación de los suelos volcánicos endurecidos. *In* Zebrowski, C., Quantin, P. & Trujillo, G. (Eds.). *Suelos Volcánicos Endurecidos*. III Simposio Internacional (Quito, December 1996), ORSTOM, Quito Ecuador. Pp. 462-471.

39. 烏拉圭和阿根廷黑土上的作物與牧草輪作

Fernando García Préchac[1], Lucía Salvo[2], Miguel Taboada[3]

[1,2] Faculty of Agronomy, Republic Univ. of Uruguay, Uruguay
烏拉圭共和國大學農藝學系

[3] Soils Institute, INTA-Castelar, Argentine
阿根廷國立農業技術研究院土壤研究所

1. 相關措施和熱點

作物與牲畜整合系統、免耕；黑土

2. 說明

烏拉圭和阿根廷「黑土」的作物與牧草輪作（crop-pasture rotations, CPR）經驗是以長期的實驗和農民的採用為基礎（Studdert, Echevarria and Casanovas, 1997; Díaz-Zorita, Duarte and Grove, 2002; García-Préchac et al., 2004; García-Préchac et al., and in press）。如果在連續耕作中使用慣行耕犁，土壤侵蝕率將會無法承受，且作物殘體的分解率亦會提高；這兩個過程都會導致土壤有機碳含量減少以及土壤退化。免耕（no-till）可以降低侵蝕和殘體的分解，但如果主要作物為大豆的話，則仍無法避免退化，而留下少量且碳氮比率低的作物殘體（Beretta-Blanco et al., 2019）。如果輪作作物只有像小麥和玉米等的禾本科植物，則情況正好相反（Díaz-Zorita, Duarte and Grove, 2002; Novelli, Caviglia and Melchiori, 2011; Salvo, Hernández and Ernst, 2010）。由於大豆（*Glycine max*）是全球價值和需求較高的作物，避免土壤退化的第一種方法是只使用免耕，然後冬季用小麥（*Triticum aestivum*）、大麥（*Hordeum vulgare*）或覆蓋作物進行雙作物種植（double crop），而夏季則用玉米（*Zea mays*）或高粱（*Sorghum bicolor*）與大豆輪作。這樣做在侵蝕風險低、土壤有機碳含量高的土壤處，可能就已足夠。然而對於大多數黑土而言，最好是輪作數年的免耕與數年的禾草和豆科草地直接放牧（Studdert et al., 1997; Studdert and Echevarría, 2000; García-Préchac et al., 2004）。在牧草期間，幾乎無侵蝕現象且土壤有機碳增加，這是因為大量的牧草淨光合作用，產生根系，而將其殘體留在土壤中。這同時也改善氮的可用性、土壤結構、土壤生物量和生物多樣性，進而帶來更高的生產力。實驗資料指出，如果初始值較高，免耕再配合牧草輪作，可確保長期維持土壤有機碳含量；而若初始值由於退化而較低，則土壤有機碳固存將會是個較長期的過程（Salvo, Hernandez and Ernst, 2010）。

3. 案例研究背景

地理位置：拉布拉他草原（Río de la Plata Grasslands），或稱彭巴草原（Bioma Pampa），位於阿根廷、烏拉圭和巴西南部，介於南緯 30~40 度之間。

該地區屬於溫帶氣候，降水量從西部的 500 毫米到東部的 1600 毫米；根據政府間氣候變化專門委員會，西部的氣候屬於暖溫帶乾燥氣候，東部屬於暖溫帶濕潤氣候。

土壤是黑土，具有黑沃表層的黑沃土和膨轉土或灰鈣土（Phaeozems）和黑鈣土（Chernozems）（Durán et al., 2011）。它們原本有很高的土壤有機碳含量，但連續耕作導致大多數的有機碳流失。

在阿根廷 4820 萬公頃的土地上，彭巴土壤（Pampean soils）的土壤有機碳庫存（一公尺深）為 42.2 ±1.4 億噸：未耕作的對照組為 101 噸 / 公頃，牧草地超過 90 噸 / 公頃，耕地為 86 噸 / 公頃，淹水地區為 70 噸 / 公頃。農業使用導致上層 50 公分處的土壤有機碳減少 16%，在 50~100 公分深處減少 9%。土地利用影響了土壤中固存的土壤有機碳，但不影響其在深度上的分佈（Berhongaray et al., 2013）。

烏拉圭土壤的平均土壤有機碳含量為 13.4 公斤 / 立方公尺（一公尺深），比世界平均含量高 17%；烏拉圭的黑沃土和膨轉土的碳含量介於15~20 公斤 / 立方公尺之間，其中 40~50% 位於上層 20 公分（Durán, 1998）。烏拉圭國家農業研究機構（INIA-Uruguay）的土壤檢測實驗室每年分析農民送來的 1000 多份樣品。從 2002~2014年的 13 年間，樣本的平均土壤有機碳含量下降了 20%（Beretta-Blanco et al., 2019）這些樣本大部分來自該時期的主要土壤使用和管理系統：免耕並連續耕作，且整個夏天都種植大豆。

因此，就我們地區的黑土而言，保護目前的土壤有機碳含量是首要任務。

這些土壤的主要用途是耕作，最重要的是冬季的小麥、大麥和燕麥（*Avena* spp.）種植，以及夏季的大豆和玉米種植。

4. 擴大規模的可能性

在本世紀初全球對大豆的龐大需求量和價格高漲之前，作物與牧草輪作一直是阿根廷非常重要的土壤利用和管理制度，在烏拉圭也是如此，隨著大豆的需求量與價格的提升，導致連續耕作成為主要的耕作模式，而作物與牧草輪作逐漸減少。在烏拉圭，作物與牧草輪作仍占目前耕作面積的近 40%，因為該土壤利用系統讓農民可以在有侵蝕風險的土地上完成官方規定的土壤保護（請見第 8 節，機構）。由於 2014 年以來大豆穀物價格的下降，以及牛肉實現的高價值和高需求，作物與牧草輪作的面積正在恢復。

該地區的耕作面積主要是在黑土上，相對於以其他土壤為主的放牧面積要小。該地區的動物生產非常重要，而牛肉為主要的產品，但乳製品和羊的生產也相當重要。因此，現有機會在混合系統中使用具高產能的禾本科與豆科植物播種草地，來與作物

輪作。作物與牧草輪作可應用於世界上任何有黑土的地方，在這些地方，農場的規模以及農業和畜牧生產的結合，都能夠使用牧草。

5. 對土壤有機碳庫存的衝擊

所有的參考資料指出，使用牧草輪作與免耕的方法可以立即穩定土壤有機碳的含量。黑土退化時，土壤有機碳的增加需要更長的時間。Salvo、Hernández 和 Ernst（2010）報告顯示，經過 10 年的實驗，比較了連續耕作和作物與牧草輪作，兩者皆採用免耕，在典型黏聚濕潤黑沃土（Typic Argiudoll）中，上層 18 公分的土壤有機碳含量比原始土壤少 30%，而作物與牧草輪作在土壤上層具有更多的腐植化碳（C-MAOM）含量。下表是長期實驗的結果（表 160）。

表 160. 烏拉圭和阿根廷作物與牧草輪作長期試驗中土壤有機碳庫存的變化情況

地點	土壤類型	基準線[a]碳庫存（噸碳／公頃）	額外的碳儲量（噸碳／公頃／年）	研究時間（年）	深度（公分）	更多資訊	參考文獻
烏拉圭	典型黏聚濕潤黑沃土，坋質黏壤土	42.9	0.4	35	0~20	前 28 年採用慣行耕犁，後七年採用少耕	Baethgen (2003)
烏拉圭	典型黏聚濕潤黑沃土，坋質黏壤土	31.2[b]	0.24[b]	48	0~15	前 28 年採用慣行耕犁，後 18 年採用少耕，最後兩年採用免耕。	Quinckeet al. (2012), cited by García Préchacet al. (2017)
阿根廷	典型黏聚濕潤黑沃土，壤土	78.1[b]	0.31[b]	10	0~20	連續耕作和作物與牧草輪作，皆採用慣行耕犁	Studdertet al. (1997)
烏拉圭	典型黏聚濕潤黑沃土，坋質黏壤土	44.7	0.21	10	0~18	採用慣行耕犁的連續耕作和採用免耕的作物與牧草輪作	Salvo, Hernández and Ernst (2010)
烏拉圭	質地突變黏聚濕潤黑沃土，坋質壤土（Abruptic Argiudoll, Silty Loam）	27.3	0.41	20	0~15	連續耕作和作物與牧草輪作，皆採用免耕	Roviraet al. (2020)

[a] 連續耕作，實行往常措施下所測得的「二氧化碳排放基線」（business as usual, BAU），在所有情況下被作為基準線參考。[b] 根據公開資料所估計的數據。所有參考文獻的相關氣候為暖溫帶濕潤氣候。

6. 該措施的其他效益

6.1. 改善土壤性質

物理性質

例如，水滲透、土壤團粒和土壤容積密度，隨著土壤有機碳的增加而改善，並隨著土壤有機碳的減少而惡化。因此，實驗資料顯示，作物與牧草輪作優於連續耕作，且搭配免耕比搭配慣行耕犁佳（García-Préchac et al., 2004; García-Préchac et al., in press）。

化學性質

例如，免耕配合作物與牧草輪作系統中較高的土壤有機碳含量，對 pH 值和陽離子交換能力（cation exchange capacity）有正面影響。更多的土壤有機物決定更高的陽離子交換能力和陽離子交換能力位置中的陽離子吸持（cation retention），如此可與土壤溶液中較高的鹼基陽離子（base cations）濃度相平衡，進而保持較高的 pH 值，並接近中性（Beretta-Blanco et al., 2019）。

生物性質

例如，生物活性和生物多樣性，受到較高土壤有機碳含量的正面影響。在烏拉圭的一個長期實驗中的研究工作，確定在免耕並配合作物與牧草輪作系統中的土壤大型生物多樣性，與在自然草原下原始土壤中的多樣性，並沒有差別（Zerbino-Bardier, 2005）。

6.2. 最小化對土壤功能的威脅

表 161. 土壤威脅

土壤威脅	
土壤侵蝕	在免耕並配合作物與牧草輪作下，與自然草地相似，但在免耕並連續耕作中則明顯較低（García-Préchac et al., 2004）。
養分的失衡和循環	與慣行耕犁並配合作物與牧草輪作及免耕並連續耕作相比，免耕並配合作物與牧草輪作下，養分可用性更高，尤其是氮（García-Préchac et al., 2004, and in press）。
土壤沾染 / 汙染	在作物與牧草輪作中，與連續耕作相比，農用化學品和化石燃料的使用減少了，這與牧草地所佔用的時間和空間成正比（García-Préchac et al., 2004, and in press）。
土壤酸化	較高的土壤有機碳決定較高的陽離子交換能力、陽離子交換能力位置中較高的鹼基陽離子和土壤溶液的 pH 值（Beretta-Blanco et al., 2019）。
土壤生物多樣性損失	在免耕並配合作物與牧草輪作下可以保存土壤生物多樣性（Zerbino-Bardier, 2005）。

土壤威脅	
土壤壓實	在免耕並配合作物與牧草輪作系統的草地放牧期間，必須控制牲畜密度，以避免動物踩踏造成土壤表面壓實，尤其是在潮濕的土壤條件下。然而，如果在施用終止牧草的除草劑和種植下一個輪作的第一種作物之間有足夠的休耕時間，這種過度壓實就能不用機械耕犁進行管理（García-Préchac et al., 2004）。這段時間應該超過一個月，以便讓牧草的根部分解，使土壤有機會透過蒸發和雨水分別進行乾燥和濕潤，以產生收縮和膨脹。 在作物與牧草整合系統中，透過控制農業機械運輸和避免冬季過度放牧作物殘體，以最小化或防止表土壓實（Alvarez et al., 2014; Fernandez, Alvarez and Taboada, 2015）。 整合管理所造成的表土惡化並不明顯。它不會導致壓實，而表土阻力的增加可能是由於表土硬化作用而造成（Fernandez, Alvarez and Taboada, 2011）。
土壤水分管理	土壤容積密度和大孔隙率的改善使土壤的水滲透性更好（García-Préchac et al., 2004 和印刷中）。

6.3. 產量增加（如食物、燃料、飼料、木材）

採用慣行耕犁時，作物與牧草輪作的作物生產力明顯高於連續耕作。採用免耕時，這種差異取決於在所採用的作物輪作期間，其殘體的剩餘數量和持久性；若大豆是夏季作物，則存在差異，但如果玉米或高粱是夏季作物，則不存在差異（García-Préchac et al., 2004, and in press）。舉例請見下圖（圖 38）。

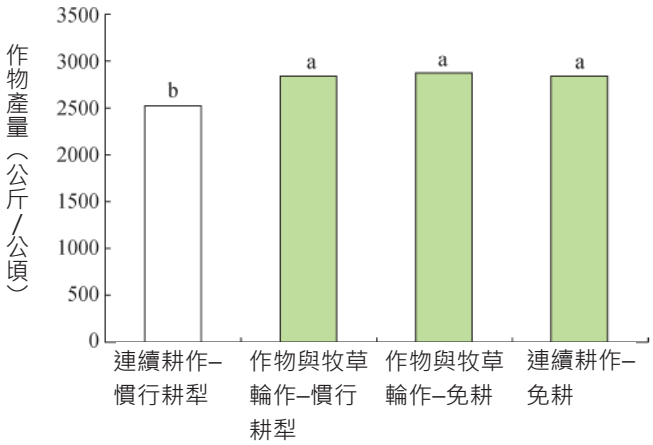


圖 38. 1994~2008 年期間七種小麥作物產量的平均值，自 1993 年開始的典型黏聚濕潤黑沃土的長期實驗處理組

長條標有相同字母表示沒有明顯差異（Ernst and Siri-Prieto, 2009）。

研究發現，在烏拉圭數百個農場於四年內，從作物與牧草輪作轉變為連續免耕耕作，會使其土壤性質惡化，並降低小麥產量（Ernst et al., 2018）。

6.4. 緩解和適應氣候變遷

在緩解方面，免耕並配合作物與牧草輪作的系統能保持高土壤有機碳含量，避免其流失到大氣中，詳情請見 7.2 節。

在調適方面，作物與牧草輪作是比連續耕作更為多樣化的生產系統。作物與牧草輪作包括動物和蔬菜生產，在輪作的每個階段都有變化。因此，多樣化的系統在短期內（乾旱、過量水）和長期內（溫度增加和雨量變化），對氣候變遷的調適較強。

6.5. 社會經濟效益

一個越多樣化的系統對產品和生產投入的成本變化會更有彈性，而其經濟結果在中長期內的變化則為較輕微。同樣地，系統的物理生產力在不同氣候條件的年份間，其變化亦會較小。如果納入更多不同的作物，這一點就更加明顯，如果增入動物生產，其結果更甚，就像在作物與牧草輪作中一樣。1990 年進行的一項經濟研究，利用 1963~1989 年長期試驗的生產資料集，以 1990 年美元的產品和投入價格計算，由於在作物與牧草輪作中，燃料和氮肥使用量較少，作物產量較高，且又加上增加了動物生產，因而估得慣行耕犁並配合作物與牧草輪作系統的平均毛所得（gross income）為 260 美元 / 公頃，高於慣行耕犁並配合連續耕作的 154 美元 / 公頃。作物與牧草輪作的年毛所得變異係數（coefficient of variation）為 73%，連續耕作為 95%，這表明作物與牧草輪作的經濟結果在長期內更為穩定（Fernández, 1992, cited by García-Préchac et al., 2004）。一項未發表的類經濟研究（Fernández and Andregnette, 2004, cited by García-Préchac, 2008），比較不同的免耕–連續耕作與採用免耕的三年作物和三年牧草輪作，得出的結論是毛所得的差異有利於在所有夏季種植大豆的連續耕作（240 美元對作物與牧草輪作的 220 美元）；而在連續耕作配合玉米與大豆輪作的毛所得略低（208 美元）。毛所得的年際變異係數（inter-annual coefficient of variation）在作物與牧草輪作中（23%）亦小於連續耕作案例的平均值（34%）。

農用化學品和化石燃料主要被用於耕作階段，而在作物與牧草輪作的牧草階段幾乎沒有使用。因此，與連續耕作相比，作物與牧草輪作中農用化學品和燃料的使用減少，這與牧草地所佔用的時間和空間成正比（García-Préchac et al., 2004, and in press）。

此外，作物與牧草輪作在地景中創造鑲嵌（mosaic）讓不同作物區域與放牧區域相鄰；這為野生動物提供更多的機會，尤其是授粉者。

7. 該措施的潛在缺點

7.1. 權衡對土壤功能的其他威脅

表 162. 土壤威脅

土壤威脅	
土壤壓實	考量 6.2 節中的說明，以及以下內容。 部分研究專注於輪作階段時，牛隻食用冬季作物殘體對土壤性質的影響（免耕農法）（Fernández, Álvarez and Taboada, 2011, Álvarez et al., 2014; Franzluebbers, Sawchik and Taboada, 2014, Peyroud, Taboada and Delaby 2014, Fernández, Álvarez and Taboada, 2015）。有趣的是，在這些作物與畜牧整合系統中，比起牛隻放牧所帶來的影響，作物（玉米和大豆）的機械收割對表土物理性質的衝擊更為嚴重。

7.2. 溫室氣體排放量增加

在前面的章節中，指出免耕並配合作物與牧草輪作系統勝於其他措施的益處，即是可保持或增加土壤有機碳含量，從而避免碳流失至大氣中。

一實驗對作物與牧草輪作或連續耕作兩措施間，進行田間土壤氧化亞氮排放（三年）之比較，其中結合慣行耕犁和免耕之因子，研究結果無發現兩措施間有明顯的差異（Perdomo, Irisarri and Ernst, 2009; Salvo, 2014）。在同一實驗中，兩年內的田間甲烷排放在各實驗處理組之間沒有發現差異，而在所有實驗組中，觀察到土壤對該氣體有淨吸收（net absorption）（Salvo, 2014）。

7.3. 與其他措施的衝突

全球市場情勢，如某些產品的價格和需求失衡（如 21 世紀初至 2014 年大豆的情況），會使農民簡化生產系統，採用連續耕作而非作物與牧草輪作，並在連續耕作中進行單一作物連作。所有的實驗資料顯示，單一作物連作的連續耕作導致土壤退化（土壤有機碳含量減少是主要指標）、生產力損失及其他環境問題。

7.4. 產量減少（如食物、燃料、飼料、木材、纖維）

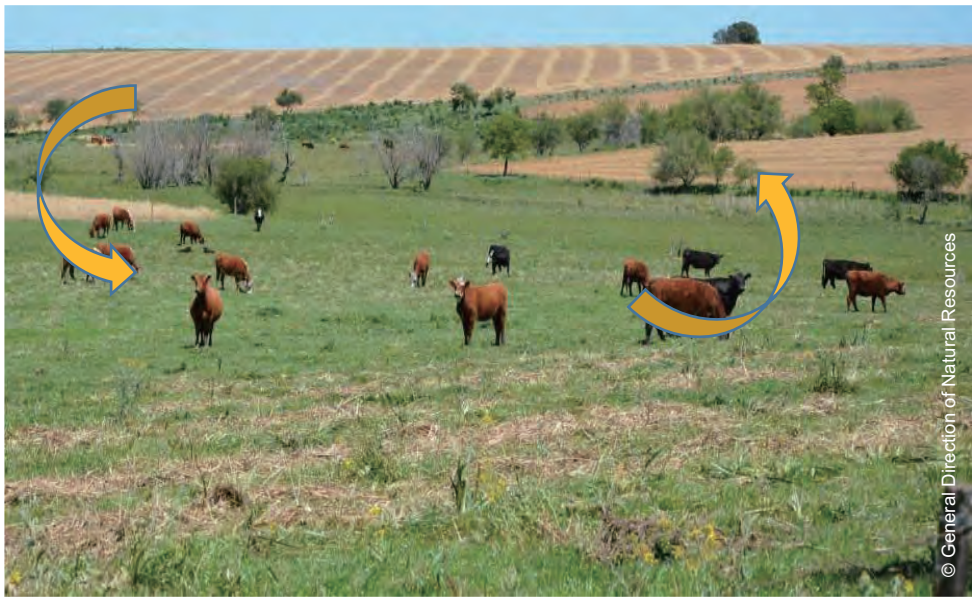
請見上文 6.3 節。

8. 採用該措施的潛在障礙

表 163. 採用該措施的潛在障礙

障礙	有 / 無	
生物物理	有	取決於土壤質地和土壤有機碳含量，在輪作中牧草必要的持續時間為 2~4 年（Garcia-Prechac et al., 2017; Garcia-Prechac et al., in press）；質地越重且土壤有機碳含量越高時，必須種植牧草的時間需越長。
經濟	有	請見 7.3 節。
機構	有	缺乏積極的土壤保護政策是採用多樣化系統（如作物與牧草輪作）的障礙。反之，多樣化系統的存在，如在烏拉圭，有助於平衡在「經濟」中討論的問題。法規對土地用途和管理計畫制定給予授權，並依 USLE / RUSLE 模型對相關計畫加以評估，將使得計畫區域的年土壤侵蝕率可低於官方為大多數土壤所規定的容忍率（Pérez Bidegain et al., 2018）。
法律（土地權利）	有	土地所有權讓農民能夠計畫中長期的土地用途和管理。租用土地的農民被眼前的結果所束縛，使他們必須跟隨市場訊號（market signal）來做。

該措施的視覺表述



照片 84. 2~4 年後，將作物轉移到牧草圍場，而牧草則轉移到耕作樣區

參考文獻

Álvarez, C.R., Taboada, M.A., Perelman, S.B. & Morrás, H.J. 2014. Topsoil structure in no-tilled soils in the Rolling Pampas, Argentina. *Soil Research*, 52(6): 533-542. https://doi.org/10.1071/SR13281

Baethgen, W. 2003. Utilización del modelo CENTURY para estudiar la dinámica de Carbono y Nitrógeno. *In* Morón, A. & Díaz, R. (Eds.) *40 años de rotaciones agrícolas-ganaderas*, Ser. Téc. 134, INIA La Estanzuela, Uruguay, p. 9-18.

Berhongaray, G., Alvarez, R., De Paepe, J., Caride, C. & Cante, R. 2013. Land use effects on soil carbon in the Argentine Pampas. *Geoderma,* 192: 97-110. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2012.07.016

Beretta-Blanco, A., Pérez, O. & Carrasco-Letelier, L. 2019. Soil quality decrease over 13 years of agricultural production. *Nutrient Cycle Agroecosystems,* 114: 45-55. https://doi.org/10.1007/s10705-019-09990-3

Díaz-Zorita, M., Duarte, G.A. & Grove, J.H. 2002. A review of no-till systems and soil management for sustainable crop production in the subhumid and semiarid Pampas of Argentina. *Soil and Tillage Research,* 65: 1-18. https://doi.org/10.1016/S0167-1987(01)00274-4

Durán, A. 1998. Contenido y distribución geográfica de carbono orgánico en suelos del Uruguay. *Agrociencia (Uruguay),* II(1): 37-47.

Durán, A., Morrás, H., Studdert, G. & Liu, X. 2011. Distribution, properties, land use and management of Mollisols in South America. *Chinese Geographical Science,* 21(5): 511-530. https://doi.org/10.1007/s11769-011-0491-z

Ernst O. & Siri-Prieto, G. 2009. Manejo del suelo y rotación con pasturas: Efecto sobre rendimiento de cultivos, su variabilidad y el uso de insumos. *In Primer Simposio Nacional de Agricultura de Secano*. Universidad de la República. Facultad de Agronomía: 125-140.

Ernst, O.R., Dogliotti, S., Cadenazzi, M. & Kemanian A. R. 2018. Shifting crop-pasture rotations to no-till annual cropping reduces soil quality and wheat yield. *Field Crops Research,* 217: 180-187. https://doi.org/10.1016/j.fcr.2017.11.014

Fernández, P.L., Álvarez, C.R. & Taboada, M.A. 2011. Assessment of topsoil properties in integrated crop-livestock and continuous cropping systems under zero tillage. *Soil Research,* 49(2): 143-151. https://doi.org/10.1071/SR10086

Fernández, P.L., Álvarez, C.R. & Taboada, M.A. 2015. Topsoil compaction and recovery in integrated crop-livestock systems of Argentina. *Soil and Tillage Research,* 153: 83-94. https://doi.org/10.1016/j.still.2015.05.008

Franzluebbers, A.J., Sawchik, J., Taboada, M.A. 2014. Agronomic and environmental impacts of pasture-crop rotations in temperate North and South America. *Agriculture, Ecosystems and Environment,* 190: 18-26. https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.09.017

García Préchac, F., Ernst, O., Siri-Prieto, G. & Terra, J.A. 2004. Integrating no-till in Crop-Pasture rotation in Uruguay. *Soil and Tillage Research*, 77(1): 1-13. https://doi.org/10.1016/j.still.2003.12.002

García Préchac, F. 2008. Intensificación de la agricultura en el Uruguay desde inicios del siglo XXI, en medio de la crisis alimentaria global: Características del cambio en los sistemas de producción en términos de su sostenibilidad. *In OPP-Presidencia de la República, Ser. Docs. de Trabajo Progr. Uruguay Integra, Ciclo de Diálogo: Producción de alimentos y desarrollo sostenible*, realizado por IICA-OEA, p: 52-77.

García-Préchac, F., Ernst, O., Siri-Prieto, G., Salvo, L., Quincke, A. & Terra, J.A. 2017. Long-term effect of different agricultural soil use and management systems on the organic carbon content of Uruguay prairie soils. *In Proceedings of the Global Symposium on Soil Organic Carbon*, FAO-UN, Rome, Italy, pp. 449-452.

García-Préchac, F., Salvo, L., Ernst, O., Siri-Prieto, G., Quincke, A. & Terra, J.A. (in press). Long-term effects of different agricultural soil use and management systems on soil degradation in Uruguay. Chapter 12 *In* Liu, L. *et al.* (Eds.) *Degradation of soil and water resources*, World Association of Soil and Water Conservation and Springer.

Novelli, L.E., Caviglia, O.P. & Melchiori, R.J.M. 2011. Impact of soybean cropping frequency on soil carbon storage in Mollisols and Vertisols. *Geoderma,* 167-168: 254-260. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2011.09.015

Perdomo, C., Irisarri, P. & Ernst, O. 2009. Nitrous oxide emissions from an Uruguayan argiudoll under different tillage and rotation treatments. *Nutrient Cycle Agroecosystems*, 84: 119-128. https://doi.org/10.1007/s10705-008-9231-x

Pérez Bidegain, M., Hill, M., Clérici, C., Terra, J., Sawchik, J. & García-Préchac, F. 2018. Regulatory utilization of USLE/RUSLE erosion estimates in Uruguay: a policy coincident with the UN Sustainable Development Goals. *In* Lal, R., *et al.* (Eds.), *Soil and Sustainable Development Goals*, Catena-Schweizerbart, Stuttgart, p: 82-91.

Peyraud, J-L., Taboada, M.A. & Delaby, L. 2014. Integrated crop and livestock systems in Western Europe and South America: A review. *European Journal of Agronomy* 57, 31-42.

Rovira, P., Ayala, W., Terra, J., García-Préchac, F., Harris, P., Lee, M.R.E. & Rivero, M.J. 2020. The "Palo a Pique" long-term research platform: First 25 years of a crop-livestock experiment in Uruguay. *Agronomy,* 10(3): 441. https://doi.org/10.3390/agronomy10030441

Salvo L., Hernández, J. & Ernst, O. 2010. Distribution of soil organic carbon in different size fractions under pasture and crop rotations with conventional tillage and no-till systems. *Soil and Tillage Research*, 109(2): 116–122. https://doi.org/10.1016/j.still.2010.05.008

Salvo, L. 2014. *Fluxo e balanço de gases de efeito estufa em solo do Uruguay afetado por sistemas de manejo. Porto Alegre (BR).* Universidade Federal de Rio Grande do Sul, Faculdade de Agronomia; 82p. (PhD dissertation).

Studdert, G.A., Echevarría, H.E. & Casanovas, E.M. 1997. Crop-pasture rotation for sustaining the quality and productivity of a typic Argiudoll. *Soil Science Society of America Journal*, 61(5): 1466-1472. https://doi.org/10.2136/sssaj1997.03615995006100050026x

Studdert, G.A. & Echevarría, H.E. 2000. Crop rotations and nitrogen fertilization to manage soil organic carbon dynamics. *Soil Science Society of America Journal*, 64(4): 1496-1503. https://doi.org/10.2136/sssaj2000.6441496x

Zerbino-Bardier, M. 2005. *Evaluación de la densidad, biomasa y diversidad de la macrofauna del suelo en diferentes sistemas de producción.* Montevideo (UY): Universidad de la República, Facultad de Ciencias: 92p. (Master dissertation).

40. 北美委內瑞拉平原區緩解因旱林轉為牧草地而造成的土壤有機碳流失

Ana Francisca Gonzalez-Pedraza[1,2]

[1] Universidad de Pamplona. Faculty of Agricultural Sciences, Colombia
哥倫比亞潘普洛納大學農業科學學院

[2] Universidad Nacional Experimental Sur del Lago "Jesús María Semprum" (UNESUR). Programa de Ingeniería de la Producción Agropecuaria, Venezuela
委內瑞拉國立湖南實驗大學（UNESUR）農業生產工程計畫

1. 相關措施

改善牧場管理；草原

2. 案例研究說明

在過去的 20 年裡，委內瑞拉每 100 公頃的半落葉林（semi-deciduous forest）中，就有 20 公頃被砍伐並轉為牧場（Hansen et al., 2020）。這種轉換通常導致生物多樣性的嚴重損失，以及土壤微生物群落的活性和組成的重大變化。緩解此影響的方法之一是鼓勵在盆地的最低位置理性放牧。各種在不同深度和季節時期土壤有機碳測量已在委內瑞拉西部具有高黏土含量的深層沖積土（alluvial soil）中進行，該地為中度退化的半落葉林（*Cecropia peltata* L.）（照片 85），且被轉為牧草地（非洲百慕達草：*Cynodon nlemfuensis* Vanderyst）（照片 86，照片 87）；測量結果顯示，細根（直徑小於 2 公厘）的總重量具穩定性，而土壤腐植質的原始重量略顯增加，尤其是在 10~20 公分深的區間。此結果與以輪作為基礎的良好粗放式畜牧系統，以及將土壤翻動（soil disturbance）降至最低的適當圍場負載有關。例如，在此地區，原始森林被人工砍伐並燒毀，且牧草從未施過肥，但每年都會割草來控制雜草，並促進草的生長。此外，還在此牧草地中觀察到，一些物種來自人工無法砍伐的原始森林，以及次級生長的植被（vegetation of secondary growth），如棕櫚和一些豆科植物的物種。將牛隻引入年輕牧草地（五年），並於旱季和雨季的早期和晚期放牧（在面積為 103 公頃內放牧大約 100 頭牛）。牛隻一直待在該牧草地，直至它們吃完所有可得的草。在老牧草地（18 年），每隔 1~2 個月引入牛隻（50~100 頭）並停留 3~7 天，同時啃食所有可得的草。

年輕牧草地中的土壤有機碳有中度增加，是因原生植被根部的碳輸入、次級植被的不斷再生、草原的地上和地下生物量的新貢獻，以及活性最高的黏粒部分（clay fraction）所保存的有機物（陽離子交換能力大於 24 meq / 100 克黏土）（照片 86）。老牧草地的土壤有機碳含量穩定，主要歸因於微生物活性的增加，以及草地產生乾生物質的重量穩定（照片 87）（González-Pedraza and Dezzeo, 2011, 2014a, 2014b, 2020）。在年輕牧草地中，C-CO_2 值（C-CO_2 value）受到一年中土壤濕度條件的影響，而最低 C-CO_2 值可暗示微生物分解有機物的效率較低（González-Pedraza and Dezzeo, 2014a）。

3. 案例研究背景

此為適用於委內瑞拉西部平原（Western Plains）的崩積與沖積平原區域之案例，該地含半落葉森林植被，其生長在相對肥沃、部分可淹沒的黏土上且排水不良，屬熱帶旱林（tropical dry forest）和亞潤濕中氣候（sub-humid mesoclimate）生物帶，而其內牧草為優勢的土地覆蓋物種並供牲畜使用。

4. 擴大規模的可能性

在相同的地貌和水文氣象條件下，此案例可以推廣到世界上其他有旱林的地區。

5. 對土壤有機碳庫存的衝擊

根據表 164，數值 3.49 噸碳 / 公頃 / 年為高於平均值。需要注意的是，這些土壤是深層沖積地貌上的黏土，是緊接在因砍伐和焚燒先前的植被而導致碳流失之後，在前五年裡開始增加。就此意義而言，當達到飽和點時，此數值（3.49 噸碳 / 公頃 / 年）將開始大幅下降，正如第二個案例所發生的情況（0.67 噸碳 / 公頃 / 年）。

表 164. 2004~2009 年與 1991~2009 年，委內瑞拉西部平原 0~40 公分深的兩個實驗地點（不同年齡的牧草地）之土壤有機碳庫存變化情況

基準線碳庫存（噸碳 / 公頃）	額外的碳儲量（噸碳 / 公頃 / 年）	研究時間（年）	更多資訊	參考文獻
51.8（b）	3.49	5	在同一地景中的兩個實驗地點，相同土壤在相同深度，但管理方法不同。兩個案例的結果評估是於 2009 年進行。在第一個案例中，評估五年的管理（2004~2009 年），在第二個案例中，則評估達 18 年（1991~2009 年）。 在兩個案例中，於 10~20 公分深處，皆觀察到最顯著的碳增加。 基準線量值來自實驗室分析，所用樣本為在樹木覆蓋且專供森林使用的原始條件下之土壤。	(a) Rodríguez et al. (2015); (b) González-Pedraza and Dezzeo (2014a)
	0.67	18		

資料來源：Rodriguez 等人（2015）

氣候為亞潤濕中氣候，土壤類型為低色度膨轉土（PellicVertisol）（堅硬表層）

6. 該措施的其他效益

6.1. 改善土壤性質

與仍然維持森林覆蓋為主的土壤相比，總氮含量略有增加，在五年的牧草地為 6 萬噸 / 公頃 / 年，而 18 年的牧草地則為 11 萬噸 / 公頃 / 年。

細根的總質量沒有變化，這有助於土壤結構的穩定性和土壤的滲透性。

在五年的牧草地中，前 20 公分深的土壤水分含量略有增加。

在年輕牧草地中，礦化總碳百分比（總可萃取碳 / 土壤有機碳）明顯下降；隨後，當此狗牙根屬（*Cynodon*）牧草地逐漸成熟，其礦化總碳的百分比將會長期穩定。

相反地，在一年中的乾燥期（1 月 ~4 月間），年輕草地的水溶性碳含量（water-soluble carbon content）有較大幅的增加。

6.2. 最小化對土壤功能的威脅

表 165. 土壤威脅

土壤威脅	
土壤侵蝕	由於研究地點的位置屬於具有深層沖積的地質構造，因此沒有受到土壤侵蝕的影響。地表的些微的起伏（micro-relief）在沖積河流系統中，土壤在運輸過程會有新的沉積作為侵蝕的補償。
養分的失衡和循環	透過該措施，從森林土壤和轉為牧場土壤的 5 年和 18 年後，細根的總質量和前 20 公分深的養分（磷、鈣、鎂）含量達到穩定和平衡。
土壤鹽化和鹼化	此土壤沒有鹽化或鹼化現象。
土壤沾染 / 汙染	沒有使用除草劑，而是使用帶刀片的滾輪式除草機和旋轉式除草機進行除草。
土壤酸化	土壤酸度在森林（平均 pH 值為 6.0）與年輕和老牧草地（平均pH 值分別為 5.6 和 6.0）之間，沒有明顯變化。
土壤生物多樣性損失	在旱季，老牧草地的前五公分土壤的有機碳微生物比例（microbial biomass carbon / soil organic carbon）仍保持穩定，而在森林和年輕牧草地中，土壤生物多樣性明顯下降。
土壤壓實	土壤容積密度沒有因為土地覆蓋 / 土地用途類型的不同而改變。報告的平均值為：牧草地和森林在 0~20 公分深時分別為 1.1 和1.2 克 / 立方公分，而其他土地用途類型則在 30~40 公分深時略微增加到 1.4 克 / 立方公分。
土壤水分管理	在研究地點，沒有因水的供應或使用壓力而產生使用衝突。也沒有因使用殺蟲劑、鹽度或過度蒸發散而導致含水層汙染的風險。集水區的水來自附近的運河和地下資源。

6.3. 緩解和適應氣候變遷

該措施可在土壤中進行中長期的二氧化碳固存，故能協助已被砍伐並轉變為牧草地之地點，緩解溫室氣體的排放。更多詳情請見 7.2 節。

7. 權衡對土壤功能的其他威脅

表 166. 土壤威脅

土壤威脅	
土壤生物多樣性損失	當森林被砍伐和燒毀來轉變成牧草地時，隨之而來的濕度和平均溫度的變化，會對生物活動和呼吸率產生負面影響。據觀察，在前五公分的深度，年輕牧草地的代謝率〔二氧化碳吐出量（qCO_2）〕比森林低很多，這可能代表微生物活性的碳品質和可用性較低。
土壤壓實	管理若沒採用的牧草輪作頻率，亦無考量適當的動物負載量，土壤壓實度可能會顯著地增加。
土壤水分管理	在研究地點，沒有因水的供應或使用壓力而產生使用衝突。也沒有因使用殺蟲劑、鹽度或過度蒸發散而導致含水層汙染的風險。集水區的水來自於附近的運河和地下資源。沒有對水資源進行相關的系統管理。

8. 實行該措施前的建議

非洲百慕達草（*Cynodon nlemfuensis*）不能抵抗長期的高強度放牧，因此應避免過度放牧。

9. 採用該措施的潛在障礙

表 167. 採用該措施的潛在障礙

障礙	有 / 無	
生物物理	有	生產者沒有能力解決牧場的淹水問題。
文化	有	缺乏對草料資源的管理，加上對動物負載量、草地分區和施肥的管理不當，導致過度放牧、放牧不足（undergrazing）和雜草叢生。
社會	有	試圖提高該部門對管理策略採用的認知並不困難。然而，與生產者之間需要加強聯繫。
經濟	有	粗放式畜牧系統是機械化連續作物栽種或種植覆蓋作物。由於農用機械的使用，可能會對土壤的物理性質產生較大的影響。另外，由於擴大使用化肥和農藥，亦會影響土壤的化學性質。
機構	有	委內瑞拉政府總體上已克服還原主義（reductionist）或部門主義（sectoralist）的態度。然而，到目前為止，要提升轉型部門對實現畜產品價格平衡的認識並不困難，而這給目前的土地使用帶來了額外的壓力。
法律（土地權利）	有	按照《土地和耕地發展法》（Land and Agrarian Development Law, LTDA）的規定，未成為耕地改造對象的生產者對最近的耕地開墾沒有土地所有權，不得不接受公共土地的救援。
知識	有	除了基因雜交和改良牧草地的採用外，粗放式畜牧系統仍然處於技術創新的邊緣。

照片

照片 85. 位在委內瑞拉奧維斯波斯自治區巴里納斯州西洛斯亞諾斯（Western Llanos of Barinas State, Obispos municipality, Venezuela）的 18 年牧草地

照片 86. 委內瑞拉奧維斯波斯自治區巴里納斯州西洛斯亞諾斯的熱帶半落葉林

照片 87. 委內瑞拉奧維斯波斯自治區巴里納斯州西洛斯亞諾斯的五年牧草地

參考文獻

González-Pedraza, A.F. & Dezzeo, N. 2011. Efecto del cambio de uso de la tierra sobre las características de algunos suelos en los Llanos Occidentales de Venezuela. *INTERCIENCIA*, 36(2): 135-141. https://www.interciencia.net/wp-content/uploads/2018/01/135-c-GONZALEZ-7.pdf

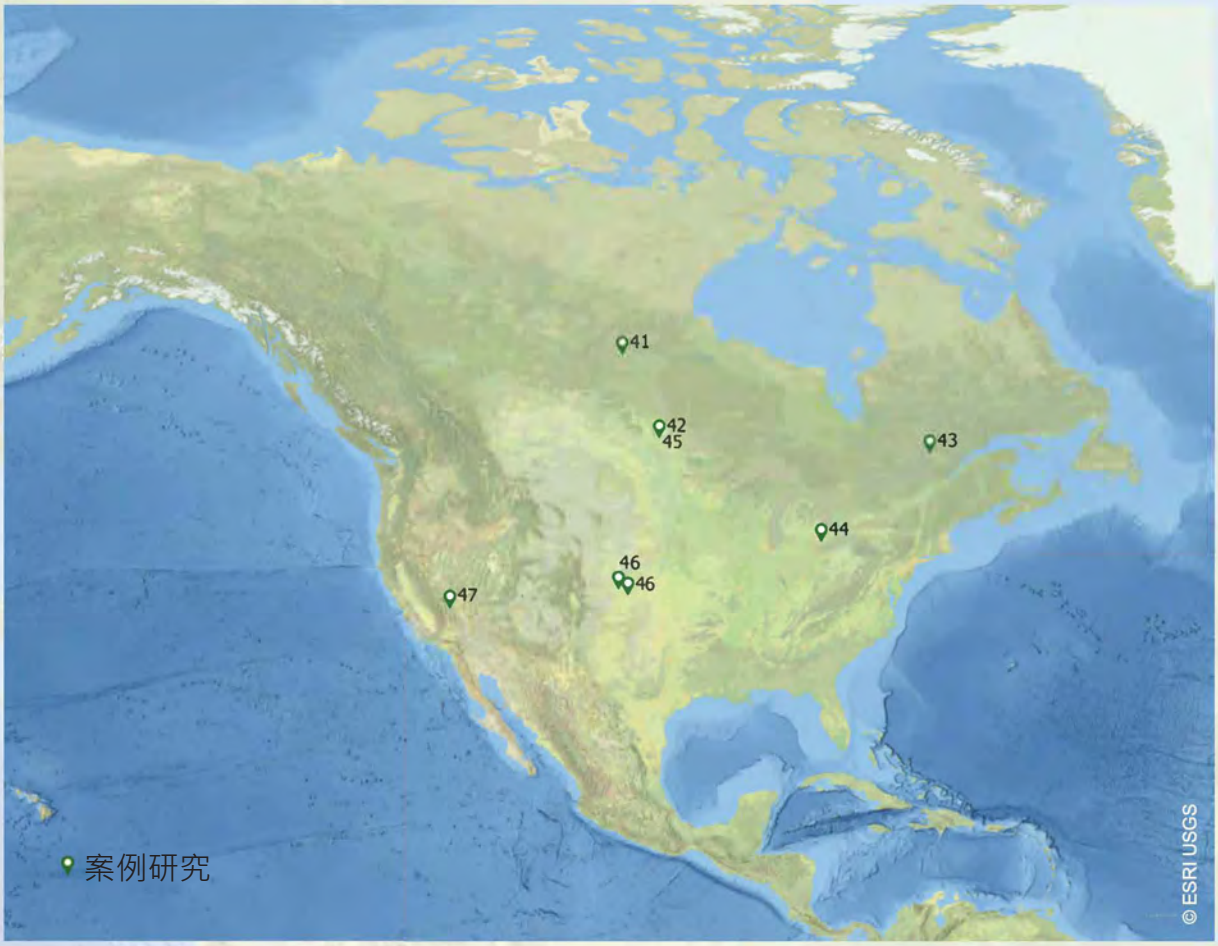
González-Pedraza, A.F. & Dezzeo, N. 2014a. Changes in the labile and recalcitrant organic matter fractions due to transformation of semi-deciduous dry tropical forest to pasture in the Western Llanos, Venezuela. *In* F.E. Greer (Ed.) *Dry Forests: Ecology, Species Diversity and Sustainable Management*. Nova Science Publishers, Inc. New York, Chapter 4: 105-132. https://www.novapublishers.com/catalog/product_info.php?products_id=50331

González-Pedraza, A.F. & Dezzeo, N. 2014b. Effects of land use change and seasonality of precipitation on soil nitrogen in a dry tropical forest area in the Western Llanos of Venezuela. *The Scientific World Journal*, 2014: 514204. https://doi.org/10.1155/2014/514204

González-Pedraza, A.F. & Dezzeo, N. 2020. Vertical distribution, nutrient content and seasonal changes of fine root mass in a semi-deciduous tropical dry forest and in two adjacent pastures in the western Llanos of Venezuela. *Tropical Grassland*, 8(2): 93-104. https://doi.org/10.17138/tgft(8)93-104

Rodríguez, B., López, M., España, M., Bravo, C. & Lozano, Z. 2015. *Manejo de los agro-ecosistemas llaneros. In* R. López-Falcón, R., J. Hétier, D. López-Hernández, R. Schargel & A. Zinck, A. (Eds.) *Tierras Llaneras...tierras de buena esperanza*. Chapter 9. pp. 333-402. Consejo de Publicaciones de la Universidad de los Andes. Mérida, Venezuela.

北美洲



案例研究編號	地區	標題	措施一	措施二	措施三	研究時間
41	北美	加拿大以生物炭做為土壤改良劑來改善碳固存	生物炭	糞肥	化學肥料	1~3 年
42	北美	加拿大馬尼托巴省埃利區用於黑土生物量生產的柳樹河岸緩衝系統	生物炭	糞肥	化學肥料	1~3 年
43	北美	加拿大魁北克省土壤碳對各種管理措施組合的反應（一年生–多年生輪作系統、動物糞肥施用、少耕）	少耕	敷蓋	作物輪作	21 年
44	北美	加拿大安大略省西南部黏質壤土的分區耕犁	分區耕作	免耕		13~16 年
45	北美	美國肯塔基州長期免耕種植的玉米				
46	北美	美國堪薩斯州西部使用噴灌系統的缺水灌溉方案	免耕	灌溉	缺水灌溉（deficit irrigation）	5 和 8 年
47	北美	美國加州聖華金谷以全果園循環來建立土壤有機碳之措施	敷蓋			9 年

41. 加拿大以生物炭做為土壤改良劑來改善碳固存

Maren Oelbermann

School of Environment, Resources and Sustainability, University of Waterloo, Canada
加拿大滑鐵盧大學環境、資源與永續學院

1. 相關措施

生物炭、糞肥施用、礦物肥料、土壤肥力整合管理

2. 案例研究說明

生物炭在亞馬遜地區已經使用了數千年，到目前為止，關於生物炭作為農業土壤改良劑的研究大多涉及熱帶土壤。然而，使用生物炭改良集約式管理的溫帶土壤是加拿大農業較新的方法。關於生物炭如何影響土壤性質的加拿大田間研究，大多集中在紐芬蘭與拉布拉多省（Newfoundland & Labrador）以及魁北克省（表 168）。本案例是從東到西，從南到北，橫跨加拿大的實地田間規模研究，探討生物炭對土壤有機碳和其他土壤化學、物理和生物性質的影響。它包括含有多次重複測試的田間試驗，地點位於安大略省南部，以生物炭作為土壤改良劑與家禽糞肥，或與家禽糞肥及氮肥相結合來進行測試（本案例研究）。這項研究很獨特，因其位於一個農場內，並以商業性農業（commercial farming）作業來管理。它是以商業性農業為基礎，最大規模的長期生物炭田間試驗（有適當的統計設計和複製），位於安大略省的示範地（demonstration site），試驗目的著重在土壤健康、碳固存、溫室氣體排放和氣候變遷的韌性。同時還進行了一項關於農業生產者對生物炭的認識和採用情況的研究，以及一項經濟分析。這項研究的獨特之處在於，所有的管理作業都是以實地田間規模進行，因此可以很容易地擴大到安大略省南部的商業性農業操作，和 / 或到其他具有類似土壤類型和氣候的地區。這使得對商業生物炭應用感興趣的生產者，可以使用標準的作業程序，而不需要額外或特殊的設備。

表 168. 加拿大各地評估生物炭作為農業土壤改良劑影響的實地田間規模研究摘要

位置（土壤類型）	生物炭原料	實驗細節	生物炭施用率（噸 / 公頃）	研究結果
紐芬蘭與拉布拉多省（砂質）[1]	糖楓（sugar maple）–黃樺（yellow birch）	甜菜（sugar beet）	15	生物炭明顯提高作物產量；生物炭增強作物對大量和微量營養素的吸收
紐芬蘭省與拉布拉多省（壤質砂土）[2]	糖楓–紅樺	甜菜	0、10、20、40 和 80	生物炭對土壤的水文性質有正面的影響，尤其是在 40 噸 / 公頃的施用率下
魁北克省（壤質砂土）[3]	松樹（pine）木屑塊	玉米、大豆和柳枝稷（switch-grass）	0、10 和 20	所有作物添加生物炭後都沒有大幅增加土壤有機碳
魁北克省（砂質黏壤土）[3]	松樹木屑塊	玉米、大豆和柳枝稷	0、10 和 20	玉米和柳枝稷的土壤有機碳有顯著增加
魁北克那慕爾鎮（Namur）（砂質壤土）[4]	楓樹 – 橡樹 – 樺樹	玉米	1+170 公斤尿素硝酸銨 / 公頃	土壤有機碳沒有顯著增加。玉米生物量明顯增加；氮的利用效率明顯提高 註：用尿素硝酸銨（urea ammonium nitrate）對生物炭進行預處理，以降低施用率（參照 Dil *et al.*, 2014）
安大略省[5]	雲杉（spruce）–松樹	玉米大豆	3	玉米施用的第一年，土壤有機碳顯著增加，但到第三年則急劇下降

[1]Abedin 和 Unc（2020）；[2]Altdorff 等人（2019）；[3]Backer 等人（2016）；[4]Dil（2011）；[5]Mechler 等人（2018）

3. 案例研究背景

研究地點位於加拿大安大略省貝菲爾德（Bayfield）（北緯 43°34'45.8"，西經 81°39'52.2"）的某商業家禽–經濟作物農場，位於海拔 183 公尺，坡度為 1.5%。土壤被歸類為均勻的灰棕色黏移土（Luvisol），質地為壤土。30 年的平均天氣資料來自附近的氣象站，位於加拿大安大略省戈德里奇（Goderich）（北緯 43°74'28"，西經 81°71'39"），該氣象站記錄的年平均溫度為 8℃，年降水量為 991 毫米。商業農法相關措施包括玉米（*Zea mays* L.）與大豆（*Glycine max* (L.) Merr.）的輪作生產。以柳枝稷 (*Panicum virgatum* L.）墊草為基底的家禽糞肥，在三年的輪作中，以 6 噸 / 公頃的比例施用，而僅在生產玉米的年份，最後再加施 135 公斤氮 / 公頃的尿素氮肥。用圓盤耙耕地，並以 N-磷醯甲基甘氨酸（N-phosphonomethyl glycine）〔嘉磷塞（glyphosate）〕來防治雜草。

實驗設計是完全隨機的設計，有三個重複實驗（圖 39）。各個實驗處理組為：6 噸 / 公頃家禽糞肥加 135 公斤氮 / 公頃氮肥（MN）；3 噸 / 公頃家禽糞肥加 3 噸 / 公頃生物炭（MB）；以及 3 噸 / 公頃家禽糞肥、135 公斤 / 公頃氮肥和 3 噸 / 公頃生物炭（MNB）。每個重複處理組的樣區大小為 10 × 10 平方公尺，樣區之間有 3 公尺的邊界。MB 和 MNB 處理組中的生物炭是使用直落式撒布機（drop spreader）來添施，並使用 Salford RTS 的垂直耕犁機具將其翻入土壤，以確保均勻分佈。商業性農場管理作業是的加拿大南部該地區的標準農藝措施，其中包含除草劑添施和氮肥的施用率。在本研究期間，生物炭只被添加到各個重複試驗組中一次。每年 5 月開始收集樣本，並於 11 月結束。生物炭是由加拿大薩斯喀徹溫省薩斯卡通市（Saskatoon, Saskatchewan）的泰坦碳智慧科技公司（Titan Carbon Smart Technologies）提供。生物炭的原料是松樹（*Pinus* spp.）和雲杉（*Picea* spp.）的一比一混合體，所產出的生物炭是用慢速熱裂解（slow pyrolysis；550℃，15 分鐘）來生產。有關於生物炭的化學和物理性質在 Mechler 等人（2018）的研究中詳細說明。

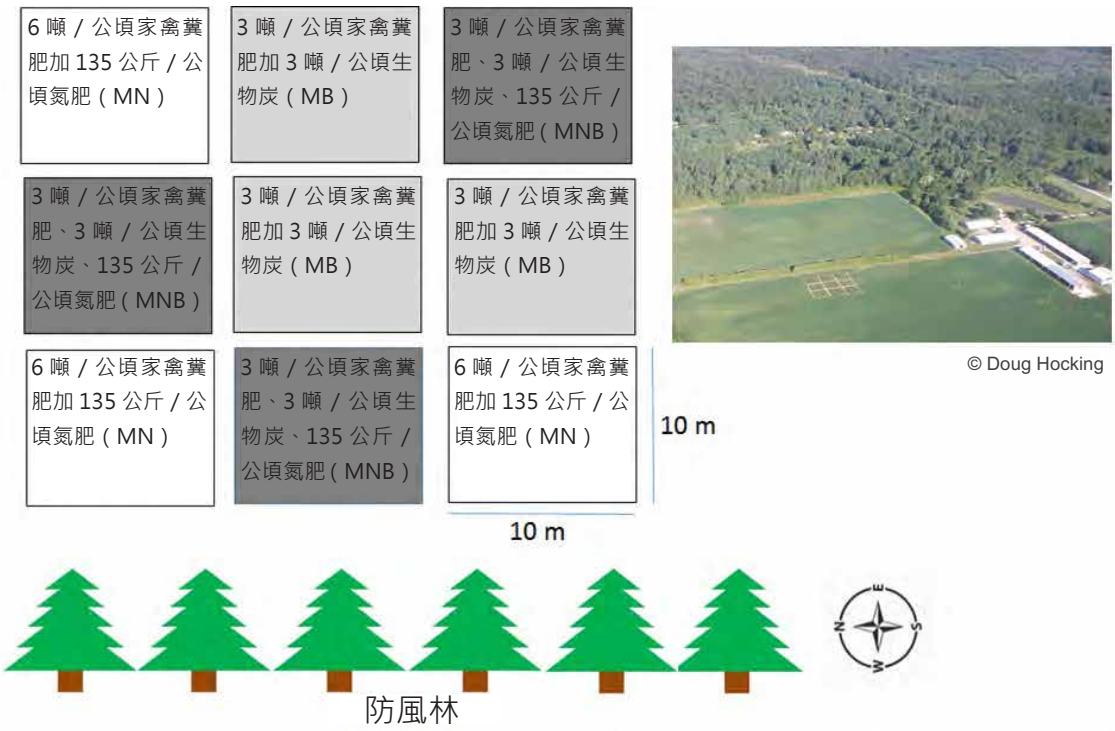


圖 39. 安大略省南部實地田間規模的商業性農業操作的完全隨機設計

4. 擴大規模的可能性

如果土壤質地、氣候和生物炭的類型（參照 Mechler et al., 2018）相同，本案例研究可以擴大到其他地區。

5. 對土壤有機碳庫存的衝擊

在加拿大南部的壤質黏移土，於研究的第一年添加生物炭和家禽糞肥（MB 處理組）導致土壤有機碳增加 117%，而加入生物炭和家禽糞肥及氮肥（MNB 處理組）則使土壤有機碳增加 33%。然而，在加入生物炭三年後，MB 和 MNB 處理組的土壤有機碳分別增加 5% 和 12%。沒有生物炭的對照組（MN）則顯示土壤有機碳沒有變化（第一年）或流失 3%（第三年）（表 169）。生物炭處理組的土壤有機碳增加可能是由於生物炭本身造成的碳輸入，因為植物產量並沒有改變。

Dil 和 Oelbermann（2014）使用粗糙和中等質地的土壤，模擬生物炭添加對安大略省土壤有機碳庫存 150 年來的影響。他們發現，一次性施用兩噸 / 公頃的來自楓樹–橡樹–樺樹的生物炭，並以尿素硝酸銨做預處理，可以讓土壤有機碳大幅增加並延長其穩定性。他們還發現，穩定的碳量會受到土壤質地的影響。土壤質地也決定碳是否能以活性、慢性或惰性等狀態下保持穩定。

表 169. 在加拿大南部濕潤、涼溫帶氣候中，灰棕色黏移土有機碳庫存的變化情況

基準線碳庫存（噸碳 / 公頃）	額外的碳儲量（噸碳 / 公頃 / 年）	研究時間（年）	深度（公分）	施用改良劑
15.6	0	1	10	3 噸 / 公頃家禽糞肥和 150 公斤 / 公頃氮肥
15.6	-2.6	3	10	3 噸 / 公頃家禽糞肥和 150 公斤 / 公頃氮肥
13.2	15.4	1	10	3 噸 / 公頃家禽糞肥和 3 噸 / 公頃生物炭
13.2	0.7	3	10	3 噸 / 公頃家禽糞肥和 3 噸 / 公頃生物炭
11.7	3.9	1	10	3 噸 / 公頃家禽糞肥和 150 公斤 / 公頃氮肥
11.7	1.4	3	10	3 噸 / 公頃家禽糞肥和 150 公斤 / 公頃氮肥

資料來源：Mechler 等人（2018），Mechler（2018），Jiang（2019）

於種植玉米的第一年和第三年，用家禽糞肥和氮肥、家禽糞肥和生物炭或家禽糞肥、氮肥和生物炭來改良土壤時的情況

6. 該措施的其他效益

6.1. 改善土壤性質

在加拿大南部的溫帶土壤中加入生物炭後，改善以下土壤性質（Mechler et al., 2018; Mechler, 2018; Jiang, 2019）。在使用生物炭（MB 和 / 或 MNB）的處理組中，有顯著增加 / 減少（P<0.05）：

- 增加水滲透
- 土壤容積密度減少
- 增加水穩定團粒（>250 μm）
- 土壤水含量減少
- 調節土壤極端溫度：在比平常更溫暖的生長季節保持土壤溫度。在預計的氣候變遷下，可能提供更高的韌性。
- 保持土壤的 pH 值
- 增加銨，減少硝酸鹽，減少磷
- 增加土壤微生物生物量碳
- 增加大型動物群的數量
- 微生物群落組成和基質利用的變化
- 菌根菌定殖（colonization）的增加

6.2. 最小化對土壤功能的威脅

表 170. 土壤威脅

土壤威脅	
養分的失衡和循環	生物炭可吸附硝酸鹽和磷，減少這些營養素被淋洗到地下和地表水中。吸附這些營養素並不會影響作物的生產力。
土壤酸化	維持土壤的 pH 值。安大略省南部的土壤是石灰質（calcareous），但由於大量的氮肥投入，會有酸化的趨勢。生物炭可以減輕氮肥使用所造成的酸化。
土壤生物多樣性損失	生物炭改變土壤的構成和碳源，讓其能夠被較活躍的微生物群落所運用。生物炭還為微型和大型動物提供棲地。
土壤壓實	降低土壤容積密度，增加水滲透，並增加水穩定團粒。
土壤水分管理	降低土壤水含量。這並不影響作物產量，即使是在比一般生長季節更乾燥的情況下。

資料來源：Mechler 等人（2018），Mechler（2018），Jiang（2019）

6.3. 產量增加（如食物、燃料、飼料、木材）

在溫帶農業土壤中添加生物炭是一個相對較新的概念，生物炭與家禽糞肥結合的長期田間研究結果仍然不足。在商業性農業措施中，會使用家禽糞肥和礦物氮肥作為土壤改良劑，而本案例研究的結果顯示，當生物炭與家禽糞肥或與家禽糞肥和礦物氮肥結合使用時，對土壤有機碳固存、土壤健康或作物生產力沒有產生負面影響。據觀察，在比平均更乾燥的生長季節，用生物炭改良的處理組表現出更高的韌性，因而提升玉米根部和莖部的生產力。

6.4. 緩解和適應氣候變遷

本案例研究的目的是瞭解生物炭對土壤健康和溫室氣體排放的影響，並採用慣行的農業生態系統管理措施。然而，有必要應用生命週期評估（life cycle assessment, LCA）分析，以確定從生物炭的開始生成，到其最終作為土壤改良劑使用期間，對溫室氣體排放和碳固存的實際影響。

為測試氣候變遷的調適潛力，我們進行一項整體性研究（macrocosm study），該研究從三個實地田間處理組中收集土壤並播種大豆，將其暴露在單一因素（環境、溫度升高或二氧化碳升高）或多因素（提高溫度和二氧化碳）下，以評估氣候變化對有使用和不使用生物炭來改良土壤的影響。相較於改良類型（有無使用生物炭改良），氣候對土壤和大豆的性質影響較大。缺少互動性效應意味著，使用生物炭來改良土壤是獨立於單一或多元的氣候效應。土壤微生物量的碳和氮，是土地管理變化的一個短期指標，顯示改良類型的 MNB 組別（加入生物炭和家禽糞肥及氮肥）可產生較低的土壤微生物量的碳（SMB-C）。然而，微生物生物量並無受到氣候效應的影響，但氣候效應會影響所有改良類型中微生物獲取碳和氮的方式，而使物種的豐富性和多樣性，以及微生物群落的結構（Jiang, Galo and Oelbermann, 2021）有所變動。

6.5. 社會經濟效益

如果高品質的生物炭能在經濟上切實可行，利用區域或當地的原料來生產該區域或當地的生物炭，則能提供就業機會，從而提高農村的經濟。假設高品質生物炭的成本為每噸 2800 加元（2018 年）（泰坦碳智慧科技公司，Titan Carbon Smart Technologies），即使考慮到減少氮肥施用、碳權（carbon credits）和大幅度的產量增加，目前田間實際應用從經濟方面來看仍不可行。儘管目前成本很高，但隨著高品質生物炭生產商數量的增加，價格將有望下降到 300 加元 / 噸（Garcia-Perez, 2017，個人交流），隨著時間的推移，合理價格的供應將使添加生物炭在經濟上更加實際可行（圖 40 和圖 41）。

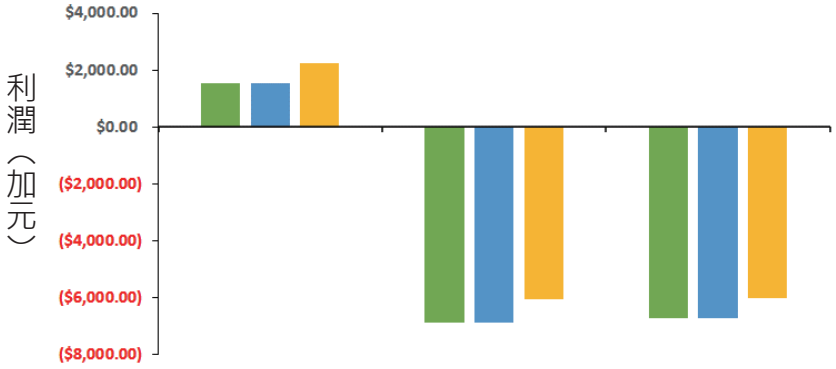
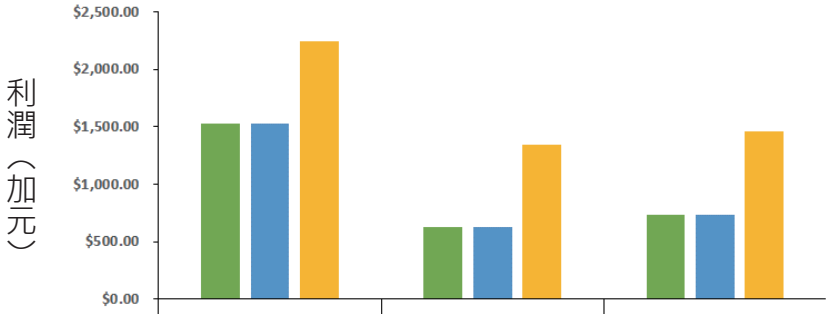


圖 40. 加拿大安大略省南部，將生物炭作為土壤改良劑的經濟分析，價格為 2800 加元 / 噸，數據由 M. Suta 提供



	利潤（加幣）/ 公頃	使用生物炭的利潤 / 公頃	使用生物炭、碳權和消除氮肥的利潤 / 公頃
冬小麥	$1,526.39	$626.39	$737.59
大豆	$1,526.32	$626.32	$737.52
穀物玉米	$2,245.64	$1,345.64	$1,456.84

圖 41. 加拿大安大略省南部，將生物炭作為土壤改良劑的經濟分析，價格為 300 加元 / 噸，數據由 M. Suta 提供

本案例研究顯示，考量是否要在農業土壤中添加生物炭時，成本是最主要的因素，其次是缺乏研究、生物炭作為土壤改良劑的未知 / 已確認的好處，以及需要明確的經濟效益（圖 42 和圖 43）。因此，若無適用且令人信服的研究來指出生物炭的正面經濟效果，農民對任何投資都會保持謹慎。藉由使用安大略省農業、糧食和農村事務部（Ontario Ministry of Agriculture, Food and Rural Affairs, OMAFRA）的冬小麥、大豆和穀物玉米的產量統計資料，和加拿大先正達（Syngenta）的肥料定價，以及安大略省政府總量管制與排放交易（Cap and Trade）計畫中所建議的碳定價（carbon pricing），對生物炭應用的可行性進行相關的經濟分析來予以量化。

圖 42. 加拿大安大略省南部農業生產者對生物炭做為農業土壤改良劑的看法之文字雲

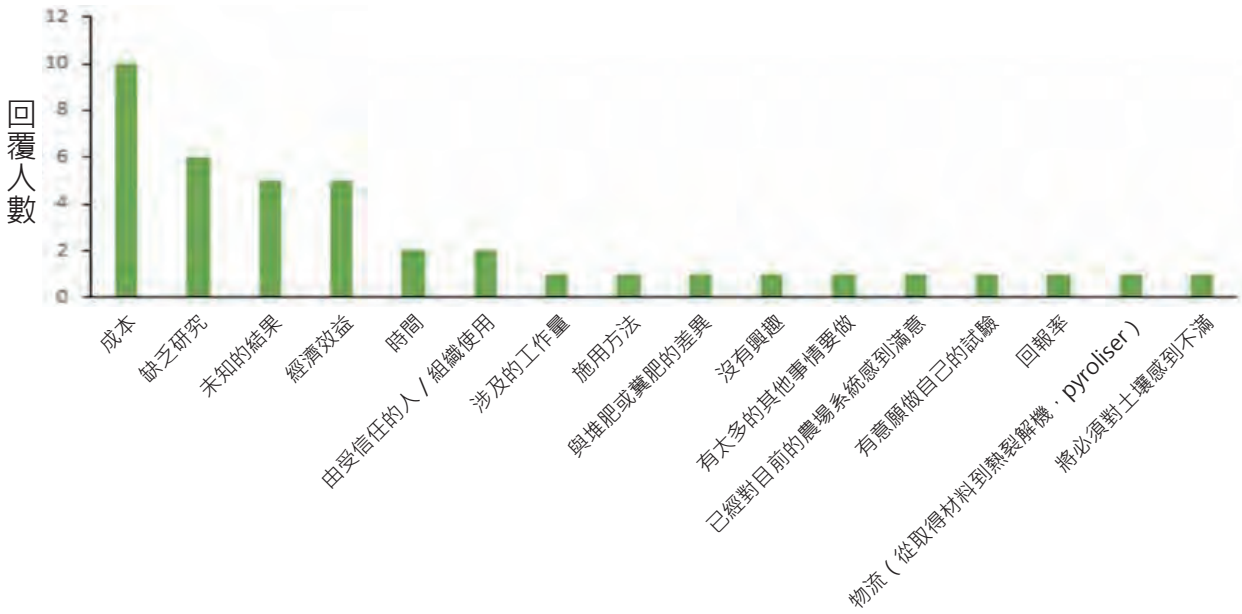


圖 43. 影響加拿大安大略省南部農業生產者在其田地上應用生物炭的意願因素

數據由 M. Suta 提供

7. 該措施的潛在缺點

7.1. 權衡對土壤功能的其他威脅

表 171. 土壤威脅

土壤威脅	
土壤水分管理	在生物炭改良的土壤中，土壤水分含量經常會降低。這並不影響作物產量。

7.2. 溫室氣體排放量增加

在三個田間季期間，平均溫室氣體排放量，在有生物炭及無生物炭處理組間，並無統計差異。

表 172. 在三個田間季期間有生物炭及無生物炭處理組的平均溫室氣體排放量

	MN	MB	MNB
二氧化碳（mg CO_2-C/m/h）	127	118	122
氧化亞氮（μg N_2O-N/m/h）	74	68	72

MN：6 噸 / 公頃家禽糞肥加 135 公斤氮 / 公頃肥料；MB：3 噸 / 公頃家禽糞肥加 3噸 / 公頃生物炭；MNB：3 噸 / 公頃家禽糞肥、135 公斤氮 / 公頃肥料加 3 噸 / 公頃生物炭

7.3. 產量減少（如食物、燃料、飼料、木材、纖維）

在使用或不使用生物炭的處理組中，作物產量皆沒有受到負面影響。

8. 實行該措施前的建議

必須確保所添加的生物炭是高品質的。這包括使用高品質的原料。含有重金屬（如鉛、鋅、砷）和其他汙染物的原料將產生含有重金屬、多環芳香烴（polycyclic aromatic hydrocarbon）和戴奧辛（dioxin）的低品質生物炭，而這將對土壤、植物和環境產生負面影響。因此，使用由高品質原料和穩定熱裂解過程（pyrolysis process）所生產的生物炭是至關重要。加入生物炭而沒有加入其他改良劑，雖會增加碳，但可能會損害作物的生產力。此外，生物炭在土壤中的性能和穩定性取決於土壤類型、植物 / 作物種類和氣候。對使用生物炭有興趣的種植者應該先在其農場的小範圍內使用，然後在隨後幾年內監測結果。

9. 採用該措施的潛在障礙

表 173. 採用該措施的潛在障礙

障礙	有 / 無	
生物物理	無	生物炭可以改善土壤的生物物理性質（Lehmann and Josef, 2015）。
文化	無	生物炭在熱帶和溫帶環境中已經使用數千年（Lehmann and Josef, 2015）。
經濟	有	目前，生物炭價格昂貴，而相關研究仍未確認其最有效的施用率為何（Suta, 2018，個人交流）。
機構	有	在加拿大，在施用生物炭之前，必須得到加拿大食品檢驗局（Canadian Food Inspection Agency）的批准。生物炭必須是高品質且不含汙染物。
知識	有	大多數農業生產者並不瞭解生物炭，以及它對土壤的影響（Suta, 2018，個人交流）。
自然資源	有	在某些地區高品質原料的可能是有限的。目前，生產生物炭的產能較低，因此其價格也在上升。若在更高的產能下生產，其價格將降至 300 加元 / 噸（Garcia-Perez, 2017，個人交流）。

照片

照片 88. 本案例研究所使用的雲杉–松樹生物炭，在實地田間研究的第一年施用（三噸 / 公頃）

照片 89. 生物炭實地田間規模試驗

2017 年安大略省南部玉米作物下的生物炭實地田間規模實驗（A+B）；（C）玉米作物與六個月後的生物炭；（D）在大豆作物下添加 15 個月後的生物炭；（E）2017 年初秋在玉米作物下的溫室氣體測量；（F）安大略省南部的生物炭實地田間規模試驗攝於玉米採收前不久。

參考文獻

Abedin, J. & Unc, A. 2020. Addition of biochar to acidic boreal podzolic soils enhances micronutrient availability and crop productivity. *Open Agriculture*, 5(1): 188–201. https://doi.org/10.1515/opag-2020-0021

Altdorff, D., Galagedara, L., Abedin, J. & Unc, A. 2019. Effect of biochar application rates on the hydraulic properties of an agricultural-use boreal Podzol. *Soil Systems,* 3(3): 53-68. https://doi.org/10.3390/soilsystems3030053

Backer, R.G.M., Schwinghamer, T.D., Whalen, J.K., Seguin, P. & Smith, D. 2016. Crop yield and SOC responses to biochar application were dependent on soil texture and crop type in southern Quebec, Canada. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 179: 399-408. https://doi.org/10.1002/jpln.201500520

Dil, M. & Oelbermann, M. 2014. Evaluating the long-term effects of nitrogen-enriched biochar on soil organic carbon and nitrogen using the Century model. In M., Oelbermann (Ed.) *Sustainable Agroecosystems in Climate Change Mitigation*, pp. 249-268. Wageningen Academic Publishers, NL.

Dil, M. 2011. *The effects of nitrogen-enriched biochar on maize (Zea mays) productivity and soil organic carbon.* MES Thesis, School of Environment, Resources and Sustainability, University of Waterloo, Waterloo, ON, Canada, pp. 135.

Jiang, R.W., Galo, M. & Oelbermann, M. 2021. Biochar as an agricultural amendment: impact on soil and plant properties under elevated temperature and carbon dioxide. *Canadian Journal of Soil Science* (under revision).

Jiang, R.W. 2019. *The effect of biochar amendment on the health, greenhouse gas emission, and climate change resilience of soil in a temperate agroecosystem.* MSc Thesis, Department of Geography and Environmental Management, University of Waterloo, Waterloo, ON, Canada, pp. 150.

Lehmann, J. & Joseph, S., eds. 2015. *Biochar for environmental management: Science and technology*. 2nd edition. *London, UK, Routledge.*

Mechler, M. 2018. *The effect of biochar on soil health and greenhouse gas emissions in a conventional temperate agricultural system.* Department of Geography and Environmental Management, University of Waterloo, Waterloo, ON, Canada, pp. 155.

Mechler, M.A.A., Jiang, R.W., Silverthorn, T.K. & Oelbermann, M. 2018. Impact of biochar on soil characteristics and temporal greenhouse gas emissions: A field study from southern Canada. *Biomass and Bioenergy*, 118: 154–162. https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2018.08.019

42. 加拿大馬尼托巴省埃利區用於黑土生物量生產的柳樹河岸緩衝系統

J.Blair English[1], Fardausi Akhter[2], Raju Soolanayakanahally[2], Laura Poppy[2], Henry de Gooijer[2], Daniella Giardetti[2], Rhonda Thiessen[1], Chris Stefner[2]

[1] Agriculture and Agri-Food Canada, Brandon, MB, Canada
加拿大農業與農業食品部（曼尼托巴省）

[2] Agriculture and Agri-Food Canada, Indian Head, SK, Canada
加拿大農業與農業食品部（薩克其萬省）

1. 相關措施和熱點

河岸緩衝區；黑土

2. 案例研究說明

該案例研究的進行地點位於加拿大曼尼托巴省南部紅河地區（Red River region），艾利鎮西北部的拉塞爾（La Salle）分水嶺（圖 44）。該研究的目的是考察柳樹扦插在三種行內栽植密度（planting density）下，栽植密度對生物質產量、土壤有機碳固存、養分逕流緩解和生物多樣性增強的影響。柳樹河岸緩衝區使用毛枝柳（*Salix dasyclados*）栽培品種「India」進行種植，採用重複區塊設計，並使用三種行內間距處理組：0.5 公尺–單行；1.0 公尺–單行；0.75 公尺–雙行瑞典式設計；以及 2013 年春季的草對照樣區（圖 45，照片 90 和照片 91）。基準線土壤採樣於 2013 年 8 月完成。在距離柳樹緩衝種植區 0.5 公尺的地方，於 0~15 公分、15~30 公分和 30~45 公分的深度採集土壤樣品。

每年秋末（10 月底或 11 月初）在衰老（senescence）後收集生物測量資料：10 個柳樹根株（stool）中，每個柳樹根株的長柳條（whips）/ 根株的數量，每個根株中最大長柳條的基底直徑，以及每個根株中最長柳條的高度。使用安裝在現場的狩獵相機記錄野生動物的多樣性（照片 92）。2016 年和 2019 年 11 月初，在根領（root collar）以上約三英吋處進行矮林作業（coppicing），完成了柳樹生物量的收穫（照片 93 和照片 94）。收集濕和乾生物量的重量，以確定每個實驗處理組的副樣區（sub-plot）中的田間行、中行和河岸行的總生物量。從樣區中移除並削去副樣區以外的所有生物量。

在本案例研究中，我們專注於土壤有機碳的固存，並只提供單行 1.0 公尺間距栽植處理組的資料。

圖 44. 案例研究地點的物理位置地圖（緯度：北緯 49°57'29"，經度：西經 97°55'17"）加拿大插圖，藍點顯示曼尼托巴省艾利鎮的地理位置

資料來源：Google Earth and J.Blair English, Fardausi Akhter, Raju Soolanayakanahally, Laura Poppy, Henry de Gooijer, Daniella Giardetti, Rhonda Thiessen, Chris Stefner。

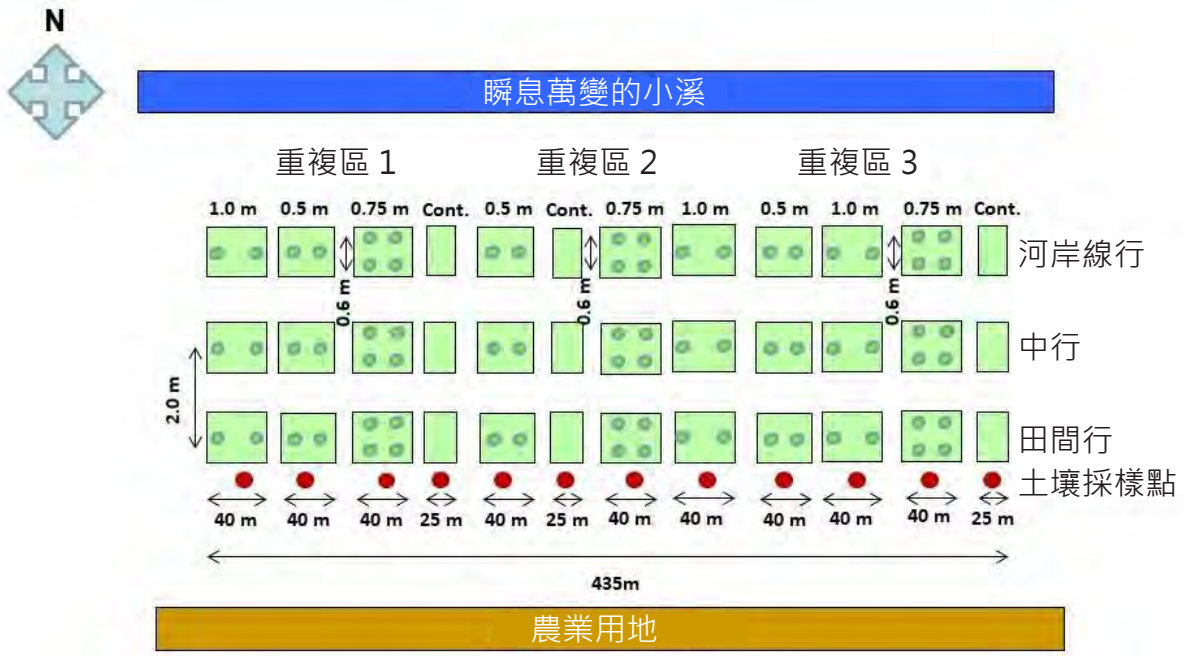


圖 45. 柳樹河岸緩衝系統的設計佈局

3. 案例研究背景

地理位置：曼尼托巴省南部紅河地區，艾利鎮西北部的拉塞爾分水嶺。

土壤氣候背景：莫里斯土系（Morris soils）在加拿大土壤分類系統中被描述為排水不良的潛育鹼性黑鈣土（Gleyed Solonetzic Black Chernozemic soils）（Soil Classification Working Group, 1998; Manitoba Soil Series Descriptions，MAFRI, 2010），發展在中度至強度鈣質的細質地湖積物（lacustrine deposit）上。

氣候：加拿大西部的大草原東部地區的亞潤濕大陸氣候（Powell, 1978）。

土地使用：旱地每年種植混合穀物、油籽（oilseeds）、大豆和玉米。

案例研究的覆蓋層面：地方性。

4. 擴大規模的可能性

能選擇使用田間邊緣技術的柳樹河岸緩衝區數量有限，但可以擴大規模，並應用於不同的地理區域和氣候條件。柳樹河岸緩衝區可用於攔截農用化學品（地上漂流物）和養分逕流，創造野生動物棲息地，並從生物質能源生產中創造收入（Hénault-Ethier et al., 2019）。該系統特別適用於邊緣土地、具有法定濕地緩衝區的司法管轄區，或無法耕種的地區，因此，無法為農民創造收入。柳樹河岸緩衝區也可以進行調整，以滿足土地所有者不同特定場域的需求。例如，該系統可以穩定農田中相鄰水體的侵蝕堤岸或濱線，並提供農業活動與敏感水域的物理隔離。

柳屬（*Salix* spp.；柳樹）是是一種用於短輪換生物質生產（三年收穫週期）的常見物種。該物種對矮林作業的反應良好，是一種演替早期物種，生長快速，且重新發芽能力高（Wilkinson et al., 2007）。最近的育種進步使得柳樹的生產力更強，生長更快，適應性更好的柳樹，對昆蟲、疾病和環境條件有更高的抗性（Huang et al., 2010）。

5. 對土壤有機碳庫存的衝擊

土壤有機物的基準會隨著土壤深度而變化，觀察到最高的百分比值是在0~15公分（9.4%），其次是 15~30 公分（6.2%）和 30~45 公分（5.2%）。若假設 58%的有機物是有機碳，紅河黏土的容積密度是 1.07 克 / 立方公分（MAFRI, 2008），而計算出的土壤有機碳庫存列於表 174。在所有的土壤深度都觀察到土壤有機碳的增加，這與土壤氮、磷和鉀是一致的。

表 174. 六年研究的土壤有機碳庫存變化情況

地點	氣候帶	土壤類型	深度（公分）	研究時間（年）	基準線碳庫存（噸碳 / 公頃）	目前的碳庫存（噸碳 / 公頃）	額外的庫存（噸碳 / 公頃 / 年）
草原地區（MB）	涼溫帶濕潤氣候	鹼性黑鈣土	0~15	6	87.23	144.29	+9.51
			15~30		57.72	89.37	+5.28
			30~45		48.41	73.26	+4.14

6. 該措施的其他效益

6.1. 改善土壤性質

以下是 0~15 公分深的土壤性質的變化。一般而言，觀察到土壤中的大量營養素（氮、磷和鉀）有所增加。鹽濃度會隨著時間的推移而降低。

表 175. 土壤性質的變化

土壤性質	2013	2019
硝酸態氮（NO_3-N）（ppm）	1.83（0.29）	7.67（5.03）
銨態氮（NH_4-N）（ppm）	5.63（0.80）	12.13（3.82）
有效磷（P-Olsen）（ppm）	31.33（9.29）	38.33（20.21）
鉀（ppm）	280.33（41.77）	476.67（35.73）
鈣（ppm）	4452.33（363.53）	4751.33（471.57）
鎂（ppm）	1577.33（247.69）	1713.67（364.66）
鈉（ppm）	94.66（22.50）	66.66（4.04）
氯（ppm）	15.5（2.78）	11.67（7.37）
鹽分（mmhos / cm）	0.84（0.36）	0.52（0.04）
pH 值	6.43（0.06）	6.63（0.25）
陽離子交換能力（meq）	36.53（3.15）	39.53（5.34）

6.2. 最小化對土壤功能的威脅

表 176. 土壤威脅

土壤威脅	
養分的失衡和循環	固存多餘的氮、磷和鉀
土壤鹽化和鹼化	透過柳樹緩衝水的使用 / 蒸發散來管理地下水位，以減少鹽化
土壤沾染 / 汙染	減輕農業肥料逕流

6.3. 緩解和適應氣候變遷

使用森林碳收支模型（CBM-CFS3）模擬，估計加拿大大草原上的邊緣土地，在累計收穫中的平均潛在年碳固存率為 5.4 噸碳 / 公頃 / 年（Amichev et al., 2012）。

7. 該措施的潛在缺點

7.1. 產量減少（如食物、燃料、飼料、木材、纖維）

雖然沒有草原地區的數據，但加拿大東部記錄了因土地利用權衡而減少的農業產出（Lantz, Chang and Pharo, 2014）。緩衝帶的維護是調節其長期保留營養有效性的關鍵因素。如果不進行維護，緩衝帶就會成為潛在的養分來源，而非碳匯（carbon sink）（Hille et al., 2019）。

8. 實行該措施前的建議

在實施柳樹河岸緩衝區之前，必須調查可能影響納入緩衝區能力的區域法規和準則（Hénault-Ethier et al., 2019）。與區域專家合作以獲得選擇合適的耐寒栽培品種（Nissim et al., 2013）以及適宜的種植、維護和管理程序（Truax et al., 2017; Fortier et al., 2010）等建議也很重要。適當的規劃和場地準備將促進更成功的種植，並在實施柳樹河岸緩衝區措施之前，調查生物質的最終用途、必要的收穫制度 / 設備，以及尋找當地市場。

9. 採用該措施的潛在障礙

表 177. 採用該措施的潛在障礙

障礙	有 / 無	
生物物理	有	必須選擇符合現場環境條件的合適的柳樹栽培品種，以將緩衝區的有效性提升至最高（Nissim et al., 2013）。限制可能來自欲栽培品種的區域可用性。
經濟	有	採用柳樹河岸緩衝區可能受到與先前用於作物生產的土地損失、初始建立和維護等相關成本的限制（Lantz, Chang and Pharo, 2014; Ssegane et al., 2016）。
機構	有	部分司法管轄區的地方立法可能會限制在法定的緩衝區內對河岸緩衝帶的管理（收穫），限制了上述生物量的移除和養分去除的影響。
知識	有	經營土地的穀物和牲畜生產者對混農林系統的瞭解有限。 使用適當的管理和維護措施將會影響緩衝區的長期成功，包括選擇合適的栽培品種、使用黑色塑膠敷蓋，以及定期收穫（Truax et al., 2017; Fortier et al., 2010）。
其他	有	雖然生物質的生產可以為土地管理者提供經濟獎勵，但由於機械進入的困難，小面積的收穫可能會有難度（Zak et al., 2019）。

照片

照片 90. 2013 年 8 月 27 日，於 2013 年生長季節建立結束時的雙行柳樹生長情況

照片 91. 2016 年 7 月 26 日，建立三年後的植被生長情況

照片 92. 2016 年 10 月 8 日，沿著艾利鎮的柳樹緩衝區發現的白尾鹿

照片 93. 2016 年 11 月 7 日，Rhonda Thiessen 使用 Felco 修枝剪收割副樣區柳樹緩衝區生物量

照片 94. 加拿大農業與農業食品部（AAFC）的員工在收成艾利鎮柳樹緩衝區的生物量–2019 年 11 月 18 日

參考文獻

Amichev, B.Y., Kurz, W.A., Smyth, C. & VanRees, K.C.J. 2012. The carbon implications of large-scale afforestation of agriculturally marginal land with short-rotation willow in Saskatchewan. *Global Change Biology*, (4): 70–87. https://doi.org/10.1111/j.1757-1707.2011.01110.x

Fortier J., Gagnon, D., Truax, B. & Lambert, F. 2010. Nutrient accumulation and carbon sequestration in 6-year-old hybrid poplars in multiclonal agricultural riparian buffer strips. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 137(3-4): 276–287. https://doi.org/10.1016/j.agee.2010.02.013

Hénault-Ethier, L., Lucotte, M., Smedbol, É., Gomes, M.P., Maccario, S., Laprise, M.E.L., Perron, R., Larocque, M., Lepage, L., Juneau, P. & Labrecque, M. 2019. Potential Efficiency of Grassy or Shrub Willow Buffer Strips against Nutrient Runoff from Soybean and Corn Fields in Southern Quebec, Canada. *Journal of Environmental Quality*, 48(2): 352–361. https://doi.org/10.2134/jeq2016.10.0391

Hille, S., Graeber, D., Kronvang, B., Rubæk, G.H., Onnen, N., Molina-Navarro, E., Baattrup-Pedersen, A., Heckrath, G.J. & Stutter, M.I. 2019. Management options to reduce phosphorus leaching from vegetated buffer strips. *Journal of Environmental Quality*, 48(2): 322–329. https://doi.org/10.2134/jeq2018.01.0042

Huang, X., Soolanayakanahally, R.Y., Guy, R.D., Shunmugam, A.S.K. & Mansfield, S.D. 2020. Differences in growth and physiological and metabolic responses among Canadian native and hybrid willows (Salix spp.) under salinity stress. *Tree Physiology*, 40(5): 652–666. https://doi.org/10.1093/treephys/tpaa017

Lantz, V.A., Chang, W. & Pharo, C. 2014. Benefit-cost analysis of hybrid willow crop production on agricultural land in eastern Canada: Assessing opportunities for on-farm and off-farm bioenergy use. *Biomass and Bioenergy*, 63: 257–267. https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2014.01.027

Manitoba Agriculture, Food, and Rural Initiatives (MAFRI). 2008. Manitoba Soil Management Guide [Online]. [Cited 19 December 2020]. https://www.gov.mb.ca/

Manitoba Agriculture, Food, and Rural Initiatives (MAFRI). 2010. Manitoba Soil Series Descriptions [Online]. [Cited 19 December 2020]. https://www.gov.mb.ca/

Nissim, W.G., Pitre, F.E., Teodorescu, T.I. & Lacbreque, M. 2013. Long-term biomass productivity of willow bioenergy plantations maintained in southern Quebec, Canada. *Biomass and Bioenergy*, 56: 361–369. https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2013.05.020

Powell, J.M. 1978. *Climatic Classifications of the Prairie Provinces of Canada*. Essays on Meterology and Climatology. Canadian Forestry Service, Northern Forest Research Centre, Edmonton, Alberta.

Soil Classification Working Group. 1998. *The Canadian System of Soil Classification, 3rd ed.* Agriculture and Agri-Food Canada Publication 1646 (revised), 187 pp.

Ssegane, H., Zumpf, C., Negri, M.C., Campbell, P., Heavey, J.P. & Volk, T. 2016. The economics of growing shrub willow as a bioenergy buffer on agricultural fields: A case study in the Midwest Corn Belt. *Biofuels, Bioproducts and Biorefining*, 10:776-789. https://doi.org/10.1002/bbb.1679

Truax, B., Gagnon, D., Lambert, F. & Fortier J. 2017. Riparian buffer growth and soil nitrate supply are affected by tree species selection and black plastic mulching. *Ecological Engineering*, 106: 82–93. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.05.037

Wilkinson, J.M., Evans, E.J., Bilsborrow, P., Wright, C., Hewison, W.O. & Pilbeam, D.J. 2007. Yield of willow cultivars at different planting densities in a commercial short rotation coppice in the north of England. *Biomass and Bioenergy*, 31(7): 469-474. https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2007.01.020

Zak, D., Stutter, M., Jensen, H., Egemose, S., Vodder Carstensen, M., Audet, J., Strand, J.A., Fewerbacj, P., Hoffmann, C.C., Christen, B., Hille, S., Knudsen, M., Stockan, J., Watson, H., Heckrath, G. & Kronvang, B. 2019. An assessment of the multifunctionality of integrated buffer zones in northwestern Europe. *Journal of Environmental Quality,* 48: 362– 375. https://doi.org/10.2134/jeq2018.05.0216

43. 加拿大魁北克省土壤碳對各種管理措施組合的反應（一年生–多年生輪作系統、動物糞肥施用、少耕）

Emilie Maillard[1], Denis Angers[1], Martin Chantigny[1], Jean Lafond[2], Denis Pageau[2], Julie Lajeunesse[2]

[1] Quebec Research and Development Centre, Agriculture and Agri-Food Canada, Québec, QC, Canada
加拿大農業與農業食品部魁北克研究與發展中心

[2] Normandin Research Farm, Agriculture and Agri-Food Canada, Normandin, QC, Canada
加拿大農業與農業食品部諾曼丁研究農場

1. 相關措施

作物輪作、糞肥施用、少耕

2. 案例研究說明

在加拿大東部，大多數乳牛養殖場（dairy farm）呈現出某種形式的牲畜和作物整合生產。通常以乾草或青貯飼料生產為基礎，但也會生產小型穀物、玉米（青貯飼料和穀物）和大豆，供農場使用或作為收入的機會來源。此外，由於牛一年中大部分時間都在牛棚裡，動物糞肥累積在儲存設施中（液態或固態形式），並在生長季節和冬季開始前的收穫後時期（土壤凍結）在農場土地上進行處理。作物和牲畜生產的整合導致了多種管理措施的結合，這將影響土壤碳庫存。其中，一年生–多年生輪作系統通常比一年生系統的土壤有機碳庫存高（Gregorich, Drury and Baldock, 2001）。此外，與礦質肥料相比，施用動物糞肥通常會導致土壤碳的增加，但與固體糞肥的文獻相比，針對液體動物糞肥的土壤碳庫存的研究非常少（Maillard and Angers, 2014）。此外，碳庫存對液體糞肥的反應似乎相當多變（Maillard et al., 2016）。最後，與慣行耕犁相比，少耕的採用通常會使表層土壤的碳庫存增加（Angers and Eriksen-Hamel, 2008）。這些措施都可以相互影響，但很少有長期的田間研究對它們的綜合影響進行調查。在此背景下執行一項實驗，包含穀物–多年生牧草輪作與單一作物連作穀物比較，

並有兩種養分來源：施用液態乳牛糞肥（liquid dairy manure, LDM）與施用礦質肥料相比，以及兩種秋季主要耕犁措施：板犁（moldboard plow）與鑿犁（chisel plow）相比。在實驗執行 21 年後，測量土壤的碳庫存。

3. 案例研究背景

該案例研究位於加拿大魁北克省，加拿大農業及農業食品部的諾曼丁研究農場（北緯 48°50'42"，西經 72°32'25"），於 1989 年秋季開始。該地區屬於涼溫帶濕潤氣候（IPCC, 2006），年平均溫度為 1.1℃，年平均降水量為 849 毫米。坋質黏土（silty clay）屬於拉巴勒土系（Labarre Series），被歸類為腐植灰黏土（Gleysol）（Lamontagne and Nolin, 1997; SCWG, 1998）。在研究開始時，0~15公分的土壤層具有以下特徵：pH 值為 5.6，容積密度為 1.36 克 / 立方公分，26.1 克 / 公斤有機碳，49% 的黏粒和 8% 的砂粒。在實施研究之前，該地處於大麥（*Hordeum vulgare*）與紫花苜蓿（*Medicago sativa*）輪作狀態。關於本研究的場地、土壤和實驗設計的更多細節，請見Bissonnette 等人（2001）和Maillard等人（2016）。比較的輪作是連續的春大麥單一作物連作（MON）和三年的穀物與多年生牧草輪作（ROT）（照片 95）。從 1989~1999 年，穀物與多年生牧草輪作包括大麥與提摩西草（timothy，*Phleum pratense*）和紅花三葉草（red clover）〔三葉草屬（*Trifolium* spp.）〕的牧草混合物。自 2000 年起，果園草取代了混合牧草中的提摩西草。大麥在第一年的輪作結束時收成，隨後是兩年的牧草生產。兩次秋季主要的耕犁措施包括深度 15 公分的鑿犁（CP），以及深度 20 公分的板犁（MP）。兩種輪作涉及不同的耕犁頻率：穀物單一作物連作每年一次，以及穀物與牧草輪作的牧草階段結束時（即每三年一次）。兩種營養源是完全礦質肥料（MIN）和液態乳牛糞肥（LDM）（照片 96）。實驗採用雙重裂區設計（split-split-plot design），輪作為主樣區（main plot），耕犁系統為副樣區（subplot），營養來源為次副樣區（sub-subplot）。2010 年，即實驗開始 21 年後，採集表層土壤（0~20公分）和整個土壤剖面（0~50公分）的土壤樣本以測量碳。

4. 擴大規模的可能性

加拿大約 80% 的乳牛養殖場位於魁北克省和安大略省（Dairy farmers of Canada, 2016），乳製品生產是這兩個省最重要的農業部門。這些乳牛養殖場可以被定義為「作物與牲畜整合經營」，通常包括本案例究中描述的管理措施。然而，在過去幾年中，加拿大東部多年生牧草的表面積已經減少，部分被一年生作物（包括青貯玉米）所取代，導致土壤中的碳庫存下降（McConkey et al., 2017）。例如，在魁北克省，2007~2016 年期間，乾草的表面積從 84 萬 2000 公頃減少至 65 萬 8500 公頃，而青貯玉米的面積從 4 萬 7000 公頃增加至 6 萬 6400 公頃（MAPAQ, 2018）。上述案例研究清楚地證實了回收乳牛糞肥對土壤健康和肥力的優點，尤其是與多年生牧草為基礎的輪作相結合時。為了維持或增加土壤碳，應維持和鼓勵這些有效益的管理措施。此案例研究可適用於任何在寒冷、潮濕氣候下的地區。必須進行其他研究，以驗證在更溫暖和更乾燥條件下的結果。

5. 對土壤有機碳庫存的衝擊

首先值得注意的是，不同措施的效果因土壤深度而不同。事實上，請見表 178，在有效益的管理措施中，穀物與多年生牧草輪作是對表層土壤（0~20 公分）和土壤剖面（0~50 公分）中的土壤碳庫存影響最大的措施。當考慮到 0~20 公分土壤層時，與各自的參考措施（礦質肥料和板犁耕作）相比，液態乳牛糞肥的施用（與礦質肥料相比）和鑿犁耕作（與板犁耕作相比）都使土壤碳庫存明顯增加。然而，考量到 0~50 公分土壤層時，這些措施的效果並不顯著。將三種有效益的管理措施結合起來〔穀物與多年生牧草輪作–鑿犁–液態乳牛糞肥（ROT-CP-LDM）〕，使表層和土壤剖面具有最高的土壤碳儲量潛力。

表 178. 研究地點在 21 年期間觀察到的土壤有機碳庫存變化

基準線碳庫存（噸碳／公頃）	額外的碳儲量（噸碳／公頃／年）	深度（公分）	更多資訊	參考文獻
80.2	0.74（穀物與多年生牧草輪作）	0~50	基準線庫存對應的是穀物單一作物連作。該增加值具統計差異。	Maillard et al. (2016)
85.3	0.26（液態乳牛糞肥）		基準線庫存對應的是礦質肥料。該增加值不具統計差異。	
71.0	-0.06（鑿犁）		基準線庫存對應的是板犁。該變化不具統計差異。	
85.8	0.81（穀物與多年生牧草輪作–鑿犁–液態乳牛糞肥）		基準線庫存對應的是穀物單一作物連作–板犁–礦質肥料相結合。該變化不具統計差異。	Maillard et al. (2016); 未發表
50.8	0.63（穀物與多年生牧草輪作）	0~20	基準線庫存對應的是穀物單作栽培。該增加值具統計差異。	Maillard et al. (2016)
53.9	0.33（液態乳牛糞肥）		基準線庫存對應的是礦質肥料。該增加值具統計差異。	
54.2	0.30（鑿犁）		基準線庫存對應的是板犁。該增加值具統計差異。	

基準線碳庫存（噸碳／公頃）	額外的碳儲量（噸碳／公頃／年）	深度（公分）	更多資訊	參考文獻
48.7	1.23（穀物與多年生牧草輪作–鑿犁–液態乳牛糞肥）		基準線庫存對應於穀物單作栽培–板犁–礦質肥料。該變化具統計差異。	Maillard et al. (2016); 未發表

氣候為涼溫帶濕潤氣候，土壤類型為腐質灰黏土

6. 該措施的其他效益

6.1. 改善土壤性質

在有效益的管理措施（多年生植物、鑿犁、糞肥施用）下，觀察到 0~20 公分土層中土壤碳的增加，預期也會觀察到其他對土壤品質的益處。作為有機物的主要組成部分，土壤碳提供一系列其他好處（例如，改善土壤團粒形成、水滲透、作物的營養來源）。而 Bissonnette 等人（2001）的研究也再被證實，在本案例研究的前七年中測量了選定的表面（0~7.5 公分）土壤性質（Bissonnette et al., 2001）。水穩定團粒形成的增加在施用液態乳牛糞肥多於礦質肥料。平均而言，耕犁方法對單一作物連作中的團粒形成沒有影響，而在輪作中，鑿犁導致的土壤團粒形成優於板犁。整體而言，在穀物單一作物連作和輪作中，微生物生物量的碳含量和鹼性磷酸酶（alkaline phosphatase）活性都受到液態乳牛糞肥應用的正向影響。此外，與土壤碳類似，在有效益的管理措施下，土壤中的氮庫存更高（D'Amours, 2018）。

實驗也對土壤中的磷做研究。10 年後，在 30~60 公分的土層中，以多年生植物為基礎的輪作比單一作物連作產生更大的不穩定無機磷（Pi）和有機磷（Po）池。在輪作系統中應用時，液態糞肥導致最大的不穩定磷池，而在 0~30 公分層，以 Pox /（Feox +Alox）莫耳比（molar ratio）表示，液態乳牛糞肥導致的土壤磷飽和度比礦質肥料高約 20%。我們的觀察結果強調，作物輪作順序和營養來源對土壤不穩定磷的影響，在剖面中比主犁耕（primary tillage）造成的干擾更深（Zheng, MacLeod and Lafond, 2004）。

6.2. 最小化對土壤功能的威脅

表 179. 土壤威脅

土壤威脅	
土壤侵蝕	增加土壤中的碳庫存和改善團粒形成可以防止土壤侵蝕和土壤流失。
養分的失衡和循環	土壤中的碳含量與土壤肥力有關。在有效益的管理措施下，通常會改善土壤中的氮和磷含量。

6.3. 產量增加（如食物、燃料、飼料、木材）

在實驗的前 21 年，評估了有效益的管理措施對牧草和大麥穀物產量的影響（Lafond et al., 2017）。只有在實驗的前 10 年，使用板犁耕作的大麥穀物產量比使用鑿犁耕作高 14%。在以多年生植物為基礎的輪作中，兩種肥料來源的穀物產量相當，但在穀物單一作物連作中，與礦質肥料相比，液態乳牛糞肥的產量較低。相比之下，在施用液態乳牛糞肥的牧草產量比礦質肥料高 11%。長遠來看，無論板犁或鑿犁，使用液態乳牛糞肥於多年生牧草和大麥輪作生產，可以在不損失生產力的情況下永續地生產。糞肥和輪作的殘留氮效應和非氮效益被認定有助於穀物和牧草生產力的重要因素。

6.4. 緩解和適應氣候變遷

在此案例研究中，於 2011 年和 2012 年連續兩年測量土壤的氧化亞氮排放量，但僅測量穀物與多年生牧草輪作地區且結合板犁耕作的所有階段，包含施用礦質肥料及乳牛糞肥（Chantigny, 2013）。其目的是確定與礦物施肥相比，使用動物糞肥進行板犁耕作的整個輪作的排放因子。整個輪作過程中氧化亞氮態的氮平均排放量為：

- 礦物施肥：大麥的 0.718 公斤氮 / 公頃 + 第一年牧草的 1.223+ 第二年牧草的 2.455 = 4.396 公斤氮 / 公頃；
- 糞肥施肥：大麥 2.304 公斤氮 / 公頃 + 第一年牧草的 0.709+ 第二年牧草的0.846 = 3.859 公斤氮 / 公頃；

第二年牧草的氧化亞氮排放與秋季牧草林分的板犁耕作有關。儘管在大麥輪作階段，液態糞肥的氧化亞氮排放量往往會大於礦質肥料，但在牧草輪作階段，發現了相反的趨勢。根據這些排放值，我們可以假設三年穀物單一作物連作的數值：礦質肥料為2.154公斤氮 / 公頃，液態乳牛糞肥為6.912公斤氮 / 公頃。因此，在穀物單一作物連作中，液態乳牛糞肥的排放量高於礦質肥料，而在板犁耕作的輪作中，液態糞肥的排放量低於礦質肥料。

7. 溫室氣體排放量可能增加

氧化亞氮排放量的變異性會隨著輪作和板犁耕作下的氮源而變化（請見 6.4 節），說明了在計算乳牛養殖場土壤的溫室氣體淨平衡時，其測量的重要性，因為氧化亞氮態的氮排放可能抵消土壤有機碳積累的收益。

8. 實行該措施前的建議

實施這些措施的影響可能因氣候和土壤而異。然而，我們相信，根據這項研究和其他研究（Angers, 1992; Poirier et al., 2009; Samson et al., 2020），類似的趨勢將適用於類似氣候條件下的黏重土。

9. 採用該措施的潛在障礙

一般而言，在該地區的乳牛養殖場，作物和牲畜的生產已經整合得很好。作物通常在農場中作為飼料使用，而糞肥則被利用在農田中。

照片

照片 95. 位於加拿大農業及農業食品部，諾曼丁研究農場的大麥和牧草實驗樣區

照片 96. 在加拿大農業及農業食品部，諾曼丁研究農場的牧草樣區上施用液態乳牛糞肥

參考文獻

Angers, D.A. 1992. Changes in soil aggregation and organic carbon under corn and alfafa. *Soil Science Society of America Journal*, 56: 1244-1249. https://doi.org/10.2136/sssaj1992.03615995005600040039x

Angers, D.A. & Eriksen-Hamel, N.S. 2008. Full-inversion tillage and organic carbon distribution in soil profiles: a meta-analysis. *Soil Science Society of America Journal*, 72(5): 1370-1374. https://doi.org/10.2136/sssaj2007.0342

Bissonnette, N., Angers, D.A., Simard, R.R. & Lafond, J. 2001. Interactive effects of management practices on water-stable aggregation and organic matter of a Humic Gleysol. *Canadian Journal of Soil Science,* 81: 545-551. https://doi.org/10.4141/S00-078

Chantigny, M. 2013. *Evaluation of the greenhouse gas emissions and carbon change in dairy farm soils.* Final report for cluster activities, Agriculture and Agri-Food Canada.

Dairy farmers of Canada. 2016. *Mise à jour des retombées économiques de l'industrie laitière canadienne en 2015*. ÉcoRessources, Montreal, Canada.

D'Amours, E. 2018. Réponses à long terme des stocks d'azote du sol selon la rotation et la source de nutriments utilisées en production laitière au Québec. Master thesis, Université Laval. http://hdl.handle.net/20.500.11794/36436

Gregorich, E.G., Drury, C.F., & Baldock, J.A. 2001. Changes in soil carbon under long-term maize in monoculture and legume-based rotation. *Canadian Journal of Soil Science*, 81: 21-31. https://doi.org/10.4141/S00-041

IPCC. 2006. *2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories*. IGES, Japan.

Lafond, J., Angers, D.A., Pageau, D. & Lajeunesse, J. 2017. Sustainable cereal and forage production in dairy-based cropping systems. *Canadian Journal of Plant Science*, 97: 473-485. https://doi.org/10.1139/cjps-2016-0100

Lamontagne, L. & Nolin, M.C. 1997. *Cadre pédologique de référence pour la corrélation des sols. Centre de recherche et développement de Québec*. Agriculture et Agroalimentaire Canada, Québec.

Maillard, É. & Angers, D.A. 2014. Animal manure application and soil organic carbon stocks: a meta-analysis. *Global Change Biology*, 20: 666-679. https://doi.org/10.1111/gcb.12438

Maillard, É., Angers, D.A., Chantigny, M., Lafond, J., Pageau, D., Rochette, P., Lévesque, G., Leclerc, M.-L. & Parent, L.-É. 2016. Greater accumulation of soil organic carbon after liquid dairy manure application under cereal-forage rotation than cereal monoculture. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 233: 171-178. https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.09.011

MAPAQ. 2018. *Portrait-diagnostic sectoriel de l'industrie des plantes fourragères au Québec*. Gouvernement du Québec. (also available at : https://www.mapaq.gouv.qc.ca/fr/Publications/Portrait_diagnostic_plantes_fourrageres.pdf)

McConkey, B.G., Angers, D., Cerkonwiak, D., Maillard, É. & Fan, J. 2017. *Monitoring, reporting, and verification of soil carbon sequestration on the cropland and grassland of Canada*. Paper presented at the Global Symposium on soil organic carbon, Rome, Italy, 21-23 March 2017.

Poirier, V., Angers, D.A., Rochette, P., Chantigny, M.H., Ziadi, N., Tremblay, G. & Fortin, J. 2009. Interactive effects of tillage and mineral fertilization on soil carbon profiles. *Soil Science Society of America Journal,* 73: 255-261. https://doi.org/10.2136/sssaj2008.0006

Samson, M.-E, Chantigny, M.H., Vanasse, A., Menasseri-Aubry, S., Royer, I. & Angers, D.A. 2020. Management practices differently affect particulate and mineral-associated organic matter and their precursors in arable soils. *Soil Biology and Biochemistry,* 148: 197867. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2020.107867

Soil Classification Working Group. 1998. *The Canadian system of soil classification*. Agriculture and Agri-Food Canada. Publication 1646 (187).

Zheng, Z., MacLeod, J.A. & Lafond, J. 2004. Phosphorus status of Humic Cryaquept profile in a frigid continental climate as influenced by cropping practices. *Biology and Fertility of Soils*, 39: 467-473. https://doi.org/10.1007/s00374-004-0735-5

44. 加拿大安大略省西南部黏質壤土的分區耕犁

Craig F. Drury[1], Xueming Yang[1], Xiuhuan Shi[1], Bob Turnock[2]

[1] Harrow Research & Development Centre Agriculture and Agri-Food Canada Harrow, ON, Canada
加拿大農業與農業食品部哈羅發展與研究中心

[2] Agriculture and Agri-Food Canada Regina, SK, Canada
加拿大農業與農業食品部（薩克其萬省）

1. 相關措施

分區耕犁、免耕

2. 案例研究說明

在涼爽潮濕的氣候條件下的細質土壤上，相較於板犁耕犁（moldboard plow tillage），免耕管理會降低玉米（*Zea mays* L.）的產量。分區耕犁（zone tillage）包括只耕作玉米行，而行間區域不耕作。相對於免耕，分區耕犁增加了玉米的產量。在本研究中，對加拿大安大略省南部的布魯克斯東土系（Brookston）黏質壤土〔典型黏聚浸水黑沃土（Typic Argiaquoll）〕進行了分區耕犁、板犁耕犁和免耕的處理，比較土壤有機碳含量、容積密度和穿刺阻力（penetration resistance）。

本案例研究於 1993 年開始。最初的實驗處理組包括三個免耕處理組和兩個板犁耕犁處理組，設置在四重複的完全隨機區塊設計中。1996 年，其中一個免耕處理組被保留為免耕，而另外兩個免耕處理組轉換為分區耕犁。除了用免耕播種機播種外，在免耕處理組中沒有發生土壤擾動。板犁耕犁處理組包括每年秋季用板犁耕犁 15~17 公分的深度，然後在次年春季種植前進行二次耕犁或使用圓盤犁和耙地。分區耕犁處理組涉及秋耕操作，使用鑿刀和兩個凹槽犁刀，在 21 公分寬的土壤區域內耕作，深度約為 15 公分（McLaughlin et al., 2008）。次年春季，玉米被種植在每個區域的中間。所有耕犁處理組的玉米行距為 76.2 公分，因此板犁耕犁耕作了 100% 的土壤表面，分區耕犁耕作了約 28% 的土壤表面，免耕的土壤表面則完全沒有耕作。在三年的輪作過程中，分區耕犁有一次秋季耕犁（在玉米階段之前），而分區耕犁處理組的大豆和冬小麥階段是採用免耕。相比之下，板犁耕犁處理組的三種作物每年都進行秋耕。

3. 案例研究背景

研究地點是在位於安大略省烏德斯理（Woodslee），加拿大農業及農業食品部的尤金．F.．惠蘭研究農場（Eugene F. Whelan Research Farm）（北緯 42°13'，西經 82°44'）的布魯克斯東土系黏質壤土。按重量計算，頂部 15 公分的平均土壤質地為 28% 的砂粒、35% 的坋粒和 37% 的黏粒，土壤 pH 值在 6.1~6.5 之間。現場的年平均氣溫和降水量分別為 8.7℃ 和 827 毫米。土壤侵蝕和地表逕流可以忽略不計，因為地表坡度 <1%。

4. 擴大規模的可能性

分區耕犁可以在多種地理區域和氣候條件下應用，主要集中在細質地土壤和涼爽潤濕（humid）氣候的地區使用。在不同的土壤類型、氣候和地景中，免耕的效益並不一致。例如，在安大略省西南部涼爽潮濕的細質土壤上使用連續免耕，通常會降低玉米產量，因為作物殘體過多、土壤水分過剩、且春季土壤溫度較低，進而降低玉米出土率（emergence）及損害玉米的早期生長（Drury et al., 1999, 2003; Dwyer et al., 2000; Yang et al., 2008）。此外，在細質地的土壤上使用連續免耕，通常會導致土壤容積密度和土壤強度的增加（Drury et al., 2003; Lpez-Fando and Almendros, 1995; Lpez-Fando, Dorado and Pardo, 2007），增強根域（root zone）以下的水分和養分移動（Franzluebbers, Causarano and Norfleet, 2009），降低充氣土壤孔隙度和飽和導水度（saturated hydraulic conductivity）（Pierce, Fortin and Staton, 1992），以及由於重新打開種子播種槽而增加幼苗乾枯的風險（Drury et al., 1999, 2003）。

5. 對土壤有機碳庫存的衝擊

表 180 顯示了在研究樣區（加拿大，涼溫帶濕潤氣候）中，免耕和分區耕犁的額外碳儲量潛力與 0~30 公分深土壤層的基準線慣行板犁耕犁處理組相比。土壤是布魯克斯東土系黏質壤土（美國農業部土壤分類學中的典型黏聚浸水黑沃土）。

假設：

（1）慣行板犁耕犁處於平衡狀態，因此 2009 年的土壤有機碳量與 1993 年秋季和 1996 年秋季相似。

（2）分區耕犁的影響是從 1996 年秋季到 2009 年秋季超越免耕（13 年）。

（3）免耕的碳固存率是從 1993 年秋季到 2009 年秋季（16 年）。

（4）假定土壤有機碳固存率的變化會隨著時間的推移呈線性成長。

（5）假定 1996 年秋季分區耕犁處理組的初始土壤有機碳與 16 年來的變化成正比。

表 180. 研究地點 0~30 公分深不同耕犁處理組下的土壤有機碳庫存變化情況

基準線碳庫存（噸碳／公頃）	額外的碳儲（噸碳／公頃／年）	研究時間（年）	更多資訊	參考文獻
71.7	0	16	慣行（板犁）處理組	Shi et al. (2006); Drury et al. (2012, 2006)
	62	13	免耕處理組	
	673	13	分區耕犁處理組	

6. 該措施的其他效益

6.1. 改善土壤性質

在三個耕犁處理組中，分區耕犁的土壤容積密度和穿刺阻力最低（Shi et al., 2011）。

6.2. 最小化對土壤功能的威脅

表 181. 土壤威脅

土壤威脅	
土壤侵蝕	與板犁耕犁處理組相比，減少了土壤擾動
養分的失衡和循環	在板犁耕犁和分區耕犁的區域，養分會混合，但在免耕下可能會出現養分分層。
土壤生物多樣性損失	在一項相鄰的耕犁研究中，對短期和長期的免耕和分區耕犁進行比較，發現耕犁對蚯蚓群落有不利的影響。
土壤壓實	在細質土壤上採用連續免耕通常會導致土壤容積密度和土壤強度的增加，增強根域以下的水分和養分移動，降低充氣土壤孔隙度和飽和導水度，以及由於重新打開種子播種槽而增加幼苗乾枯的風險。

6.3. 緩解和適應氣候變遷

節省燃料和能源的優勢：每公頃的燃料消耗和相關的溫室氣體排放以板犁為最高，為 21.6 公升 / 公頃，是淺層區域耕犁 6.5 公升 / 公頃的三倍多（McLaughlin et al., 2008）。

7. 溫室氣體排放量可能增加

在兩項為期三年的研究中，當氮肥注入約 10 公分深時，分區耕犁的氧化亞氮排放量明顯低於免耕和板犁耕犁（Drury et al., 2006, 2012）。尤其是分區耕犁的氧化亞氮排放量比板犁耕犁低 38~44%，而免耕的氧化亞氮排放量比慣行耕犁低 17~23%（Drury et al., 2006, 2012）。

8. 採用該措施的潛在障礙

表 182. 採用該措施的潛在障礙

障礙	有 / 無	
生物物理	有	氣候：在細質地土壤、氣候涼爽潤濕的地區，分區耕犁的效益最佳，而在較乾燥的條件下可以看到免耕的效益（Angers et al., 1997）。

照片

照片 97. 在 7 月冬小麥收穫後的秋季（9 月 / 10 月）進行分區耕犁，準備於隔年 5 月在耕犁區種植春季的玉米穀物

參考文獻

Angers, D.A., Bolinder, M.A., Carter, M.R., Gregorich, E.G., Drury, C.F., Liang, B.C., Voroney, R.P., Simard, R.R., Donald, R.G., Beyaert, R.P. & Martel, J. 1997. Impact of tillage practices on organic carbon and nitrogen storage in cool, humid soils of eastern Canada. Soil and Tillage Research, 41(3): 191–201. https://doi.org/10.1016/S0167-1987(96)01100-2

Drury, C.F., Reynolds, W.D., Yang, X.M., Welacky, T.W., McLaughlin, N.B., Calder W. & Grant, C.A. 2012. Nitrogen source, application time and tillage effects on soil N2O emissions and corn grain yields. Soil Sci. Soc. Am. J., 76: 1268-1279. https://doi.org/10.2136/sssaj2011.0249

Drury, C.F., Reynolds, W.D., Tan, C.S., Welacky, T.W., Calder, W. & McLaughlin, N.B. 2006. Emissions of nitrous oxide and carbon dioxide: Influence of tillage type and nitrogen placement depth. Soil Sci. Soc. Am. J., 70: 570-581. https://doi.org/10.2136/sssaj2005.0042

Drury, C.F., Tan, C.S., Reynolds, W.D., Welacky, T.W., Weaver, S.E., Hamill, A.S. & Vyn, T.J. 2003. Impacts of zone tillage and red clover on corn performance and soil physical quality. Soil Sci. Soc. Am. J., 67: 867–877. https://doi.org/10.2136/sssaj2003.8670

Drury, C.F., Tan, C.S., Welacky, T.W., Oloya, T.O., Hamill, A.S. & Weaver, S.E. 1999. Red clover and tillage influence on soil temperature, water content, and corn emergence. Agron., J. 91: 101–108. https://doi.org/10.2134/agronj1999.00021962009100010016x

Dwyer, L.M., Ma, B.L., de Jong, R. & Tollenaar, M. 2000. Assessing corn seedbed conditions for emergence. Can. J. Soil Sci., 80:53–61. https://doi.org/10.4141/S99-003

Franzluebbers, A.J., Causarano, H.J. & Norfleet, M.L. 2009. Can the soil conditioning index predict soil organic carbon sequestration with conservation agricultural systems in the South? In Reiter, M.S. (Ed.) A multidisciplinary approach to conservation: Proc. Southern Conserv. Agric. Syst. Conf., 31st, Melfa, VA. 20–23 July 2009. Ext. Publ. 2910-1417. Dep. of Crop and Soil Environ. Sci., Eastern Shore Agric. Res. Ext. Ctr., Virginia Polytechnic Inst. and State Univ., Painter, VA.

López-Fando, C. & Almendros, G. 1995. Interactive effects of tillage and crop rotations on yield and chemical properties of soils in semi-arid central Spain. Soil Tillage Res., 36:45–57. https://doi.org/10.1016/0167-1987(95)00495-5

López-Fando, C., Dorado, J. & Pardo, M.T. 2007. Effects of zone-tillage in rotation with no-tillage on soil properties and crop yields in a semi-arid soil from central Spain. Soil Tillage Res., 95: 266–276. https://doi.org/10.1016/j.still.2007.01.005

McLaughlin, N.B., Drury, C.F., Reynolds, W.D., Yang, X.M., Li, Y.X., Welacky, T.W. & Stewart, G. 2008. Energy inputs for conservation and conventional primary tillage implements in a clay loam soil. Trans., ASABE 51:1153–1163.

Pierce, F.J., Fortin, M.C. & Staton, M.J. 1992. Immediate and residual effects of one-tillage in rotation with no-tillage on soil physical properties and corn performance. Soil Tillage Res., 24: 149–165. https://doi.org/10.1016/0167-1987(92)90098-V

Shi, X., Yang, X.M., Drury, C.F., Reynolds, W.D., McLaughlin, N.B., Welacky, T.W. & Zhang, X.D. 2011. Zone tillage impacts on organic carbon of a clay loam in southwestern Ontario. Soil Sci. Soc. Am. J., 75: 1083-1089. https://doi.org/10.2136/sssaj2010.0319

Yang, X.M., C.F. Drury, W.D. Reynolds, & C.S. Tan. 2008. Impacts of long-term and recently imposed tillage practices on the vertical distribution of soil organic carbon. Soil Tillage Res., 100: 120–124. https://doi.org/10.1016/j.still.2008.05.003

45. 美國肯塔基州長期免耕種植的玉米

Yawen Huang, Wei Ren

Department of Plant & Soil Sciences, College of Agriculture, Food, and Environment,
University of Kentucky, Lexington, the United States of America
美國肯塔基大學農業、食品與環境學院植物與土壤科學系

1. 相關措施

免耕、覆蓋作物

2. 案例研究說明

本研究首先分析 1970~2018 年間玉米系統中，30 公分土壤層的土壤有機碳（SOC）儲量變化。每年玉米種植後（*Zea mays* L.）接著種植冬季穀物覆蓋作物。實驗設計為分割區塊中四個重複實驗。每個區塊被垂直分割後，隨機分配每個區塊的兩半進行耕犁實驗（免耕和板犁，照片 98）。兩個耕犁處理的施氮量均為 168 公斤氮 / 公頃。該比率是過去 40 年間，肯塔基州玉米的平均施氮量（即認為氮素足以使該地點的作物產量最大化）。

4 月中旬，即在 5 月初至 5 月中旬玉米播種前約 1~2 週，對耕地進行犁地和圓盤犁地，平均耕作深度為 20 公分。9 月中旬至 10 月中旬，作為冬季覆蓋作物的穀物黑麥（*Secale graine* L.）在未耕犁的情況下播種。春耕前覆蓋作物的死亡生物量留在土壤表面。而氮源（硝酸銨）在播種後約一周後撒播。在玉米收穫後，切碎的玉米殘體會被留在土壤表面。

其次，根據對作物產量和土壤碳的觀察，我們校正並評估農業生態系統模型（DLEM-Ag）在類比土壤有機碳方面的性能。然後預測 2019~2099 年在未來氣候情境下〔即代表碳路徑（Representative Carbon Pathway, RCP）2.6 和 8.5〕受免耕和覆蓋作物影響的土壤有機碳變化。RCP2.6 代表的是重大氣候行動的低排放情境，旨在 2100 年前將全球平均溫度的上升限制在 2℃。RCP8.5 代表往常措施下所測定「二氧化碳排放基線」（business as usual, BAU）的高排放情境，到 2100 年為止產生溫度範圍 +4.0~6.1℃ 的結果（IPCC, 2014）。

3. 案例研究背景

長期耕犁實驗是在美國肯塔基大學紡錘頂農場（Spindletop Farm）進行，該農場位於美國肯塔基州萊星頓市附近（北緯 38°07'24"，西經 84°29'50"）。研究地點的土壤是適度風化、排水良好的莫里（Maury）土系坋質壤土（silt loam）〔細、混合、半活性、中濕的典型老育濕潤淋溶土（Typic Paleudalf）〕，位於 1~3% 的斜坡上，沒有明顯的紋溝侵蝕（rill erosion）。該地區的原生植被主要為闊葉樹林（hardwood forest）。然而，比起森林植被下形成的正常土壤表土層（surface horizon），莫里系列土壤的表土層更厚且顏色更深，表示受到草類植被的影響。在 1970 年建立實驗之前，該地點是一個約 50 年的早熟禾（bluegrass）〔草地早熟禾（*Poa pratensis* L.）〕牧場（Frye and Blevins, 1996）。實驗地雨養溫和濕潤氣候，年平均溫度為 13.1℃，年平均降水量為 1222 毫米（1970~2018 年）。

4. 擴大規模的可能性

本研究是在土壤排水良好的溫暖潮濕地區進行的。根據報告，作物對免耕的反應通常在乾燥氣候或潤濕氣候下排水良好的土壤中表現得更好（Triplett and Dick, 2008）。應用於本研究地點的情況應謹慎說明，因為透過免耕和覆蓋作物促進生產力和碳固存的效果會隨著時空改變。

5. 對土壤有機碳庫存的衝擊

與實驗樣區相鄰的早熟禾草皮樣區中，在實驗建立之前至 30 公分的初始土壤碳含量為 52.23 噸碳 / 公頃（Blevins, Thomas and Cornelius, 1977）。2018 年秋季，帶覆蓋作物的免耕和帶覆蓋作物的板犁樣區中，至 30 公分的土壤碳含量分別為 51.66 噸碳 / 公頃和 41.19 噸碳 / 公頃。至於模擬的土壤有機碳，2018 年帶覆蓋作物的免耕處理為 53.43 噸碳 / 公頃，帶覆蓋作物的板犁為 42.52 噸碳 / 公頃（Huang et al., 2020）。與往常措施下所測得的「二氧化碳排放基線」（帶覆蓋作物的板犁）相比，帶覆蓋作物的免耕的土壤碳固存為 0.22 噸碳 / 公頃 / 年。模型預測在 RCP8.5 情境下，帶覆蓋作物的免耕和帶覆蓋作物的板犁的土壤碳固存分別為 0.09 ±0.02 噸碳 / 公頃 / 年和 0.06 ±0.02 噸碳 / 公頃 / 年，主要是因為覆蓋作物生物量的產量增加。此外，與帶覆蓋作物的板犁相比，帶覆蓋作物的免耕在 RCP2.6 情境下將減少碳流失。RCP2.6 對土壤有機碳儲量的負面影響是由相對穩定的作物生產和略微增加的土壤二氧化碳排放量所導致（表183）。

表 183. 美國肯塔基州萊星頓市 0~30 公分深土壤有機碳庫存的長期演變情況

基準線碳庫存（噸碳 / 公頃）	額外的碳儲量潛力（噸碳 / 公頃 / 年）	研究時間	更多資訊	資料類型
41.19[1]	0.22	1970~2018	帶覆蓋作物免耕相比於帶覆蓋作物板犁	Obs.
52.23*	-0.01	1970~2018	帶覆蓋作物免耕	
52.23*	-0.23	1970~2018	帶覆蓋作物板犁	
53.43*	0.09 ±0.02**	2018~2099	帶覆蓋作物免耕（RCP 8.5）	Mod.
42.52*	0.06 ±0.02**	2018~2099	帶覆蓋作物板犁（RCP 8.5）	
53.43*	-0.00 ±0.02**	2018~2099	帶覆蓋作物免耕（RCP 2.6）	
42.52*	-0.02 ±0.01**	2018~2099	帶覆蓋作物板犁（RCP 2.6）	

資料來源：數據來自於Huang等人（2020）

氣候為暖溫帶濕潤氣候，土壤被歸類為莫里土系坋質壤土。
Obs. 代表從現場觀察得出的數值。Mod.（RCP2.6和RCP8.5）表示在未來一段時間內，分別在有代表性碳路徑2.6和8.5情況下進行的模型類比。

[1]碳庫存的基準線數值是指在往常措施下所測定「二氧化碳排放基線」（business as usual,BAU）的庫存數值

* 碳庫存的基準線數值是 t=0 時的庫存數值。

** 來自不同氣候模型資料庫的結果的平均值和標準差

6. 該措施的其他效益

6.1 改善土壤性質

與該地的慣行耕犁措施相比，免耕法增強土壤的團粒形成和結構穩定性（Perfect and Blevins, 1997）。免耕的另一個優點是減少了蒸發且表面覆蓋和大孔隙的存在增加了滲透，進而保持土壤水分（Blevins et al., 1983）。由於免耕不會破壞蚯蚓的生命週期，蚯蚓等有益生物的活動會增加。最近的一項研究表明，與耕犁地相比，免耕具有更大的異質性（heterogeneity）、不同的水分條件和更高的有機物，因此免耕增加了微生物群落的多樣性（Liu et al., 2020）。土壤壓實通常是重型機械設備的附帶問題；然而，耕犁處理之間的土壤容積密度差異並不明顯（Ismail, Blevins and Frye, 1994）。

6.2. 最小化對土壤功能的威脅

表 184. 土壤威脅

土壤威脅	
土壤侵蝕	免耕以將土壤擾動降至最低和以殘體的敷蓋降低土壤流失。
養分的失衡和循環	作物殘體和覆蓋作物生物量分解後釋放的養分促進了養分循環。
土壤壓實	在長期免耕下沒有發現明顯的土壤壓實。
土壤水分管理	由於表面殘體的覆蓋，免耕減少蒸發，並增強土壤的保水力（Blevins et al., 1983）。

6.3. 產量增加（如食物、燃料、飼料、木材）

1970~2018 年之間的大多數年份，採用免耕的玉米平均產量超過板犁的產量，該時期的平均產量也是如此（Grove et al., 2009）。這與研究發現一致，即在中等至排水良好的土壤上，免耕產量通常高於慣行耕犁產量（Triplett and Dick, 2008）。與板犁相比，免耕在整個生長季節的土壤水分較高，可以使免耕作物不受嚴重水分逆境度過短期乾旱期間（Blevins et al., 1983）。在免耕下的玉米產量比板犁高，表示免耕玉米生產中的氮利用效率更高。覆蓋作物的生物質生產在免耕系統中也高於慣行耕犁系統。可能是因為，免耕的土壤水含量比慣行耕犁更高，有利於冬季覆蓋作物的生長。此外，免耕系統中更多的土壤有機碳積累可以提供更多的可礦化氮。這可能對覆蓋作物的生長很重要，因為覆蓋作物沒有進行施肥—它們只能從土壤有機質中獲得一些殘留的氮肥和礦化氮。

6.4. 社會經濟效益

採用免耕將減少燃料成本、勞動力和設備成本（需要投入的機械更少，並透過減少損耗降低機械費用）。還可以提高整地的及時性。免耕生產減少土壤流失，並有機會提供更多的經濟作物選擇。

7. 該措施的潛在缺點

7.1. 權衡對土壤功能的其他威脅

表 185. 土壤威脅

土壤威脅	
養分的失衡和循環	在免耕土壤中，有機物的礦化速度可能比較慢。在短期內，需要足夠的肥料來確保作物的生產力（Blevins et al., 1983）。在免耕下，養分的分層更嚴重（Díaz-Zorita and Grove, 2002）。
土壤酸化	表面酸化可能是與免耕相關的問題（Blevins et al., 1983）。

7.2. 產量減少（如食物、燃料、飼料、木材、纖維）

免耕系統中較高的土壤水含量可能會延遲春季的土壤升溫，這將阻礙種子出土，導致建園不良。此外，與耕犁相比，免耕土壤中通常有較高的土壤穿刺阻力和土壤容積密度。土壤性質的這種變化將影響根部的發育，進而影響作物生產力。前幾年的作物殘體也可能增加病蟲害的風險。

8. 實施該措施前的建議

在實施免耕之前，必須先瞭解土壤的物理、化學和水文性質。強烈建議在排水良好的土壤和具有高侵蝕潛力的土壤中使用。我們也建議不斷監測土壤 pH 值，並在必要時施用石灰。如果免耕田地必須偶爾耕犁，這些田地應儘快恢復為免耕管理。

9. 採用該措施的潛在障礙

表 186. 採用該措施的潛在障礙

障礙	有 / 無	
文化	有	歷史悠久的慣行耕犁措施和傳統集約式管理的小農場。
經濟	有	種子、除草劑和肥料的額外投入。
知識	有	操作免耕設備的技能。
自然資源	有	部分地區的氣候和土壤條件可能不適用免耕。
其他	有	抗除草劑雜草的管理、土壤有機碳和養分分層，以及壓實、逕流和酸化的風險是肯塔基州和中西部地區採用連續免耕的限制因素。

照片

照片 98. 肯塔基州萊星頓市紡錘頂農場的板犁（左）和免耕（右）玉米，其覆蓋作物生物量分別混合在土壤層和留在土壤表面

誌謝

本研究由艾爾弗．史隆基金會（Alfred P. Sloan Foundation）G-2019-12468 和美國農業部（U.S. Department of Agriculture）的國家食品和農業研究所（National Institute of Food and Agriculture）（NIFA-USDA Hatch 專案 2352437000）支持。

參考文獻

Blevins, R., Thomas, G. & Cornelius, P. 1977. Influence of no-tillage and nitrogen fertilization on certain soil properties after 5 years of continuous corn. *Agronomy Journal*, 69(3): 383-386. https://doi.org/10.2134/agronj1977.00021962006900030013x

Blevins, R., Thomas, G., Smith, M., Frye, W. & Cornelius, P. 1983. Changes in soil properties after 10 years continuous non-tilled and conventionally tilled corn. *Soil Tillage Research,* 3(2): 135-146. https://doi.org/10.1016/0167-1987(83)90004-1

Dı´az-Zorita, M. & Grove, J. 2002. Duration of tillage management affects carbon and phosphorus stratification in phosphatic Paleudalfs. *Soil and Tillage Research*, 66(2): 165-174. https://doi.org/10.1016/S0167-1987(02)00024-7

Frye, W. & Blevins, R. 1996. Soil organic matter under long-term no-tillage and conventional tillage corn production in Kentucky. *In* E.A. Paul, K.H. Paustian, E.T. Elliott, & C.V. Cole (Eds). *Soil Organic Matter in Temperate Agroecosystems: Long-term Experiments in North America*, pp. 227-234. Boca Raton, FL, CRC Press.

Grove, J., Pena-Yewtukhiw, E., Diaz-Zorita, M. & Blevins, R. 2009. Does fertilizer N "burn up" soil organic matter? *Better Crops*, 93: 6-8.

Huang, Y., Wei, R., Grove, J., Poffenbarger, H., Jacobsen, K., Tao, B., Zhu, X. & McNear, D. 2020. Assessing synergistic effects of no-tillage and cover crops on soil carbon dynamics in a long-term maize cropping system under climate change. *Agricultural and Forest Meteorology*, 291: 108090. https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2020.108090

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.* IPCC, Geneva, Switzerland, 151 pp.

Ismail, I., Blevins, R.L. & Frye, W.W. 1994. Long-term no-tillage effects on soil properties and continuous corn yields. *Soil Science Society of America Journal*, 58(1): 193-198. https://doi.org/10.2136/sssaj1994.03615995005800010028x

Liu, S., Coyne, M.S., Grove, J.H., & Flythe, M.D. 2020. Tillage, not fertilization, dominantly influences ammonia-oxidizing archaea diversity in long-term, continuous maize. *Applied Soil Ecology*, 147: 103384. https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2019.103384

Perfect, E. & Blevins, R.L. 1997. Fractal characterization of soil aggregation and frag https://doi.org/10.2136/sssaj1997.03615995006100030026xmentation as influenced by tillage treatment. *Soil Science Society of America Journal*, 61(3): 896-900.

Triplett, G.B. & Dick, W.A. 2008. No-tillage crop production: a revolution in agriculture! *Agronomy journal*, 100: 153:165. https://doi.org/10.2134/agronj2007.0005c

46. 美國堪薩斯州西部使用噴灌系統的缺水灌溉方案

Waqas Ahmad, Eva Pek, Maher Salman

Land and Water Division (CBL), Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy
聯合國糧食及農業組織（FAO）土地與水資源部（CBL）

1. 相關措施

適當的灌溉措施、免耕

2. 案例研究說明

缺水灌溉（deficit irrigation）是應對灌溉水短缺的一種水資源管理策略；僅在作物對水敏感的生長階段進行灌溉。在花園城（Garden City）中，進行66、86、117、152、182 和 217 公厘的六種灌溉方案，以及在特里比恩鎮（Tribune）進行 127、254 和 381 公厘的三種灌溉方案和免耕條件下，分別量化了缺水灌溉量對土壤有機碳固存潛力和選定的土壤物理性質變化的影響（Blanco-Canqui et al., 2010）。灌溉農業促進近地表的有機生物量的生產，並透過增加下層土的含水量和微生物活性以促進其有機分解。由於灌溉水中的碳酸鹽（carbonate）和碳酸氫鹽（bicarbonate）的濃度很高，灌溉也可以增加土壤無機碳（soil inorganic carbon）的濃度，而且在施用後會以鈣鹽的形式沉澱，進而增加灌溉土地的整體碳匯能力。不同施水量的淹灌（flood irrigation）和滴灌系統在土壤土壤有機碳容量方面顯示出截然不同的結果（Guo et al., 2017）。因此，由於以下兩個原因，特別報告了本案例研究。首先，因為全球有 2.75 億公頃的大面積採用灌溉，具有非常高的土壤有機碳固存潛力；其次，本研究採用了以情境為基礎的方法，透過噴灌系統施用不同的灌溉水量，以研究土壤有機碳固存對灌溉深度的反應。以情境為基礎的方法使本研究可高度適用於不同的灌溉地區，在這些地區，由於系統分配和效率，水的可用性變化很大，農民傾向於採用缺水灌溉來應對缺水。

3. 案例研究背景

該地區為溫帶大陸性氣候；因此，該研究在氣候條件相似的區域範圍內具有高度的可採用性。採用噴灌系統並進行缺水灌溉，以研究不同灌溉深度對碳濃度的影響。該研究的地點位於美國堪薩斯州西部花園城的 6×4=24 個樣區和特里比恩鎮的3×4=12個樣區。土壤由砂砂壤土組成，田間坡度小於 1%。從這些樣區採集了土心（soil core）和總體土壤樣品，用於測定土壤容積密度和碳濃度。土壤容積密度是使用烘乾土樣法來測定（Grossman and Reinsch, 2002）。大塊的土壤樣品被風乾後以0.25 公厘的篩子過篩。使用乾式燃燒法（以質量為基礎對樣品進行碳濃度測試，Nelson and Sommers, 1983），並使用或不使用 10% 的鹽酸（HCl）（體積百分濃度）進行預處理。有機碳是從經酸處理的樣品中測定，而無機碳則是以經酸處理和未經處理的樣品碳濃度之差計算。使用土壤容積密度和質量的碳濃度可以計算出以面積為基礎的碳濃度（噸碳 / 公頃）。為了將土壤容積密度的差異納入考量，也使用等效質量（equivalent mass）法測定碳濃度。然而，兩種方法之間沒有發現明顯的差異，下面列出了以質量為基礎測定的碳濃度結果。

4. 擴大規模的可能性

該研究結果可適用於夏季和冬季平均氣溫差異顯著的大面積地區，例如北美大部分地區、中亞和西亞。

5. 對土壤有機碳庫存的衝擊

表 187. 美國花園城和特里比恩鎮灌溉作物下的土壤有機碳庫存變化情況

基準線碳庫存（噸碳／公頃）	額外的碳儲量（噸碳／公頃／年）	研究時間（年）	更多資訊
11.2	1.04	5	當灌溉量從 66 公厘增加到 217 公厘時，在 0~10 公分深的土壤中，碳濃度的差異較顯著。更高的儲量潛力是因為土壤生物量的增加。
6.75	0.22	8	當灌溉量從 127 公厘增加到 381 公厘時，在 5~10 公分深的土壤中，碳濃度的差異較顯著。

資料來源：Blanco-Canqui 等人（2010）

氣候為暖溫帶乾燥，土壤被歸類為坋質壤土

6. 該措施的其他效益

6.1. 改善土壤性質

將灌溉深度從最小實驗值改為最大實驗值，對兩地的土壤容積密度和粒徑（particle size）分佈均無影響。然而，花園城和特里比恩鎮在增加灌溉的情況下，5~10 公分深的大團粒數量明顯增加。表 188 中概述了灌溉對兩地大團粒數量增加的影響。

表 188. 大團粒數量（克／公斤）隨著灌溉深度而增加

大團粒的尺寸（公厘）	花園城		特里比恩鎮	
	灌溉 =66 公厘	灌溉 =217 公厘	灌溉 =127 公厘	灌溉 =381 公厘
1~2	29 克／公斤	66 克／公斤	37 克／公斤	58 克／公斤
4.75~8	15 克／公斤	50 克／公斤	18 克／公斤	58 克／公斤

6.2. 最小化對土壤功能的威脅

表 189. 土壤威脅

土壤威脅	
土壤侵蝕	灌溉使土壤有機碳濃度增加，而導致土壤結構的發展和團粒穩定性的增加，最終減少土壤侵蝕。
養分的失衡和循環	隨灌溉增加的土壤有機碳濃度是由於生物量的增加，而生物量是豐富的氮源。
土壤鹽化和鹼化	土壤鹽化的發生是由於鈣和鎂的無機碳酸鹽的積累。應用不同的灌溉量對土壤無機碳（$CO3^{2+}$）濃度沒有影響。
土壤生物多樣性損失	大團粒的形成增加是土壤生物多樣性增加的一個指標。
土壤水分管理	增加土壤水分。

6.3. 對生產和社會經濟的影響

本案例研究沒有明確討論灌溉對作物生產的影響或其社會經濟影響，但整體灌溉是提高作物生產力的廣泛措施。灌溉減少了作物關鍵生長期不必要的缺水逆境，並為植物的生長和生產潛力提供了運輸必要養分的方法。灌溉帶來的作物增產也改善了農民的社會經濟狀況。它為農業基礎產業提供原料，因此提供當地居民就業的機會。

6.4. 緩解和適應氣候變遷

本案例研究並未直接涉及氣候變遷的緩解和調適問題。然而，預期的未來氣候情景很可能會減少水的供應。在這種情況下，缺水灌溉將成為應對缺水和保持最佳作物產量的新準則（Fereres and Soriano, 2007）。從這個角度來看，根據缺水灌溉的數種情況的研究結果可以估計氣候變遷下的土壤有機碳潛力。

7. 該措施的潛在缺點

7.1. 權衡對土壤功能的其他威脅

表 190. 土壤威脅

土壤威脅	
土壤鹽化和鹼化	特定地區的限制可能適用於排水不良的土壤情況。
土壤沾染 / 汙染	特定地區的限制可能適用於受汙染的水源情況。
土壤密封	在黏土存在的情況下，會出現因灌溉而導致的土壤密封。
土壤壓實	如果增加灌溉量，會發生土壤壓實。

7.2. 溫室氣體排放量增加

淹灌和缺水灌溉對溫室氣體貢獻的影響變化很大，人們對此瞭解甚少。針對此主題的 32 篇研究文章的文獻回顧（Sapkota et al., 2020）指出，與缺水灌溉相比，持續淹灌的田地對二氧化碳和氧化亞氮的貢獻較低。而缺水灌溉的甲烷排放量較低。總而言之，對缺水灌溉和淹灌的全球暖化潛勢（global warming potential, GWP）進行了分析，而結果顯示，與淹灌相比，缺水灌溉的全球暖化潛勢較低。因此，透過缺水灌溉有效利用灌溉水可以減少甲烷排放和淨全球暖化潛勢。

8. 實行該措施前的建議

在不同的環境條件下實施所報告的措施之前，強烈建議對該措施進行數值分析或前導測試（pilot test），以優化土壤有機碳固存和作物生產力的預期效益。

9. 採用該措施的潛在障礙

表 191. 採用該措施的潛在障礙

障礙	有 / 無	
經濟	有	噴灌的初始安裝成本很高。
機構	有	一般來說，在管理噴灌系統的用水方面可能存在一些制度上的限制。

照片

照片 99. 行栽作物（row crop）的噴灌

參考文獻

Blanco-Canqui, H., Klocke, N.L., Schlegel, A.J., Stone, L.R. & Rice, C.W. 2010. Impacts of Deficit Irrigation on Carbon Sequestration and Soil Physical Properties under No-Till. *Soil Science Society of America Journal*, 74(4): 1301–1309. https://doi.org/10.2136/sssaj2009.0364

DPIRD. 2020. Water salinity and plant irrigation. In: *Department of Primary Industries and Regional Development* [online]. [Cited 3 July 2020]. https://www.agric.wa.gov.au/water-management/water-salinity-and-plant-irrigation

Fereres, E. & Soriano, M.A. 2007. Deficit irrigation for reducing agricultural water use. *Journal of Experimental Botany*, 58(2): 147–159. https://doi.org/10.1093/jxb/erl165

Grossman, R.B. & Reinsch, T.G. 2002. 2.1 Bulk Density and Linear Extensibility. *Methods of Soil Analysis*, pp. 201–228. John Wiley & Sons, Ltd. (also available at https://acsess.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.2136/sssabookser5.4.c9).

Guo, S., Qi, Y., Peng, Q., Dong, Y., He, Y., Yan, Z. & Wang, L. 2017. Influences of drip and flood irrigation on soil carbon dioxide emission and soil carbon sequestration of maize cropland in the North China Plain. *Journal of Arid Land*, 9(2): 222–233. https://doi.org/10.1007/s40333-017-0011-9

Nelson, D.W. & Sommers, L.E. 1983. Total Carbon, Organic Carbon, and Organic Matter. *Methods of Soil Analysis*, pp. 539–579. John Wiley & Sons, Ltd. (also available at https://acsess.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.2134/agronmonogr9.2.2ed.c29).

Sapkota, A., Haghverdi, A., Avila, C.C.E. & Ying, S.C. 2020. Irrigation and Greenhouse Gas Emissions: A Review of Field-Based Studies. *Soil Systems*, 4(2): 20. https://doi.org/10.3390/soilsystems4020020

47. 美國加州聖華金谷以全果園循環來建立土壤有機碳之措施

Amisha T. Poret-Peterson[1], Emad Jahanzad[2], Amelie C.M. Gaudin[3], C. Mae Culumber[4], Suduan Gao[5], Brent A. Holtz[6]

[1] USDA-ARS Crops Pathology and Genetics Research Unit, Davis, California, the United States of America
美國農業部（USDA）農業研究局（ARS）作物病理學與遺傳學研究部門

[2] California Department of Food and Agriculture, Sacramento, California, the United States of America
美國加州食品與農業部

[3] Department of Plant Sciences, University of California, Davis, California, the United States of America
美國加州大學戴維斯分校植物科學系

[4] University of California Cooperative Extension, Fresno County, Fresno, California, the United States of America
美國加州大學合作推廣部（弗雷斯諾）

[5] USDA-ARS Water Management Research Unit, Parlier, California, the United States of America
美國農業部（USDA）農業研究局（ARS）水資源管理研究單位

[6] University of California Cooperative Extension, San Joaquin County, Stockton, California, the United States of America
美國加州大學合作推廣部（斯托克頓）

1. 相關措施

有機敷蓋

2. 案例研究說明

加州中央谷地（Central Valley）的地中海氣候最適合杏仁（*Prunus dulcis*）的生產。該地區的種植者生產這種高價值商品約占全球供應量的 80%（CDFA, 2019）。該地區也正在經歷氣候變遷引起的壓力，包括極端高溫事件和乾旱頻率的增加。在這種情況下，據估計，在未來 10 年內，每年大約有 1.2~1.6 萬公頃的杏仁園將被移除和處置。這種預期的果園轉換程度必須制定策略，以提高杏仁生產對氣候變遷的適應能力。由於空氣品質問題和潔淨能源的需求，傳統的樹木生物質處理方法（如現場焚燒或運輸到熱電共生廠）已不再適用。更重要的是，這些方法會清除果園中積累了幾十年的碳。

全果園循環利用（whole orchard recycling），即現場磨碎並將樹木生物質納入土壤（照片 100 和照片 101），可視為一種氣候智慧農業措施，永續地處理樹木生物質，同時培養土壤有機碳。這種措施也能產生額外的效益，如提高用水效率、碳固存和植物養分的循環。本案例研究調察了美國加州聖華金谷南部一個循環利用的杏仁果園的土壤性質。之前種植的是有 20 年歷史的桃子園，2008 年在一個的完全隨機的區塊設計中設置了兩種實驗處理（磨碎和焚燒），並有七個重複。在磨碎處理組（全果園循環利用）中，木質生物質被納入表面 15 公分的土壤，導致大約 74 噸 / 公頃的木質生物量返回到土壤。同樣地，焚燒處理組包括將灰燼納入表面 15 公分的土壤中。2017 年，收集了土壤以分析物理、生物和化學性質，包括燃燒後的總碳含量。

3. 案例研究背景

地理位置：這項研究的進行地點位於美國加州帕利耶，加州大學科爾尼農業研究和推廣中心（Kearney Agricultural Research and Extension Center）（北緯 36°35' 59.4''，西經 119° 30'11.7''）。*土壤氣候背景*：屬於地中海型氣候，年平均降水量和溫度分別為 285 毫米和攝氏 17 度。土壤為漢福德土系（Hanford）細質砂壤土。 *土地利用*：耕地用於林木作物生產已超過 30 年。*案例研究的覆蓋範圍*：區域性。

4. 擴大規模的可能性

果園循環利用可以在不同的地區和氣候環境中使用。該措施也不限於杏仁，可以應用於其他多年生木本作物，如蘋果、葡萄、核桃、開心果等。

5. 對土壤有機碳庫存的衝擊

與傳統的樹木處理方法相比，全果園循環利用固存土壤中大量的碳（+5 噸碳 / 公頃）。9 年後，磨碎和焚燒處理組在土壤的頂部 15 公分的土壤碳庫存分別為 18.7 和 13.5 噸碳 / 公頃。我們估計基準線土壤碳庫存低於 10 噸碳 / 公頃。與基準線相比，全果園循環利用預估促進約 0.97 噸碳 / 公頃 / 年的額外碳儲量潛力。與焚燒處理組（增加 1.07%）相比，全果園循環利用也使土壤有機物增加到 1.52%。與焚燒相比，參數指示不穩定碳庫如高錳酸鹽可氧化碳（permanganate oxidizable carbon）、水可提取碳和微生物生物量碳，在採用全果園循環利用後也顯著增高（Jahanzadet al., 2020; Holtzet al., 2018）。這些估計值是取自在美國加利福尼亞州中央谷地進行的一項研究，該地區屬於暖溫帶乾燥氣候，土壤為漢福德砂質壤土系（Hanford sandy loam series），已經進行了近 30 年的樹木作物生產（表 192）。

表 192. 美國加州中央山谷九年間的漢福德砂質壤土 0~15 公分深之土壤碳庫存變化

基準線碳庫存（噸碳／公頃）	額外的碳儲量（噸碳／公頃／年）	更多資訊	參考文獻
13.5	0.58	全果園循環利用的碳儲量潛力與傳統的樹木處理的比較。	Jahanzad et al. (2020); Holtz et al. (2018)
10	0.97	全果園循環利用的碳儲量潛力與估計的基準線碳庫存的比較。	

氣候是暖溫帶乾燥氣候

6. 對土壤性質的效益

6.1. 改善土壤性質

與傳統的燃燒樹木處理方法相比，全果園循環利用（磨碎處理組）改善了土壤的物理和生物性質（Jahanzad et al., 2020）。在全果園循環利用下，以平均重量直徑（mean weight diameter）測量的土壤團粒穩定性明顯提高，而土壤容積密度和土壤壓實度則降低。與焚燒相比，磨碎處理組中以導水度衡量的水滲透率和以體積含水量（volumetric water content）測量的儲水量都更高。全果園循環利用對生物性質的影響包括顯著提高微生物生物量碳（28%），以及提高土壤碳和氮循環酵素的活性。整體而言，與焚燒做法相比，全果園循環利用改善了土壤健康，正如更高的土壤健康指數（soil health index）值（分別為 6.13 和 4.24）所示（Haney, 2015）。

6.2. 最小化對土壤功能的威脅

表 193. 土壤威脅

土壤威脅	
土壤侵蝕	全果園循環利用增加了團粒穩定性和土壤有機物（Anderson, Brye and Wood, 2019; Chaney and Swift, 1984）。
養分的失衡和循環	全果園循環利用增加了土壤和葉片組織中的總氮含量，表示氮淋洗作用的潛力降低（Jahanzad et al., 2020）。

土壤威脅	
土壤生物多樣性損失	全果園循環利用增加了土壤團粒內的有機碳，這可能維持更多樣化的微生物群落（Rabbi et al., 2016）。與焚燒相比，在採用全果園循環利用後非共生的食真菌和食細菌線蟲增加（Holtz, Doll and Browne, 2016）。
土壤壓實	全果園循環利用降低土壤壓實（Jahanzad et al., 2020）。
土壤水分管理	全果園循環利用提高土壤保水力和果園的水利用效率（Jahanzad et al., 2020）。

6.3. 產量增加（如食物、燃料、飼料、木材）

與焚燒處理組相比，全果園循環利用提高了產量（Holtz et al., 2018; Jahanzad et al., 2020）。九年後，磨碎處理組的果仁產量比燒毀處理組高 19% 以上；處理組間的產量差異始於2014年。全果園循環利用處理組中產量的增加伴隨著更大的樹周長（tree circumference）。土壤循環中的樹木也更能忍受缺水灌溉，提升了透過這種水分管理措施提高灌溉用水效率的可能性。

6.4. 緩解和適應氣候變遷

全果園循環利用是一種有前景的氣候智慧策略，可以從樹木生物質將累積數十年的碳固存，否則因清除而從果園中流失（Holtz et al., 2018; Jahanzad et al., 2020）。增加土壤保水性、水利用效率、總氮和樹木對水逆境耐受性更高等額外的共同效益顯示，全果園循環利用將使杏仁園對氣候變遷引起的壓力更具彈性。

6.5. 社會經濟效益

在全果園循環利用土壤中採用缺水灌溉（80% 的蒸發散量）種植的杏仁樹產量，高於在焚燒處理組中種植的樹木，這可能有助於節省成本（Jahanzad et al., 2020）。

7. 該措施的潛在缺點

7.1. 權衡對土壤功能的其他威脅

表 194. 土壤威脅

土壤威脅	
養分的失衡和循環	在採用全果園循環利用的最初幾年，土壤的碳氮比可能會不平衡，導致氮固定化和樹木的無機氮供應減少。作為補償，種植者可能需要增加氮施肥率（Holtz et al., 2018; Jahanzad et al., 2020）。

7.2. 溫室氣體排放量增加

二氧化碳（CO_2）和氧化亞氮（N_2O）的排放受到全果園循環利用的影響，並隨著時間的推移而明顯變化（Culumberet al., unpublished data）。在果園循環利用的第一年，在木屑改良的土壤中，二氧化碳和氧化亞氮的排放量始終高於未改良的土壤，且氧化亞氮的排放量受施肥事件影響很大。在採用全果園循環利用後的第二年，木屑改良的土壤和未改良的土壤之間的二氧化碳和氧化亞氮排放的差異變小很多，顯示木屑中易分解的有機物的可用性在第一年之後減少。

7.3. 其他衝突

對習慣焚燒果園或將木材碎片運送到熱電共生設施的種植者來說，全果園循環利用是一項昂貴的工程。種植者預計須支付每英畝 600~700 美元來磨碎他們的果樹，無論他們保留木屑塊與否。加州食品和農業部、自然資源保育局（Natural Resources Conservation Service）和聖華金谷空氣汙染防制區（San Joaquin Valley Air Pollution Control District）正在為種植者提供獎勵措施，以實行全果園循環利用並累積土壤碳。

8. 採用該措施的潛在障礙

表 195. 採用該措施的潛在障礙

障礙	有 / 無	
文化	有	隨著大量木質生物量被納入土壤，種植者可能會擔心引入木材腐爛的土傳性病原體。
經濟	有	果園循環利用比傳統的樹木處理方法更昂貴（每英畝 +800~900 美元），為種植者提供獎勵以抵消實施該措施的成本。
知識	有	果園循環利用的養份管理方面需要進行更多研究。

照片

照片 100. 美國加州聖華金谷果園的就地磨碎過程

照片 101. 美國加州聖華金谷果園裡，木屑塊在納入土壤前，被鋪在果園地面的情況

參考文獻

Anderson, R., Brye, K. & Wood, L. 2019. Soil aggregate stability as affected by landuse and soil properties in the Lower Mississippi River Valley. *Soil Science Society of America Journal*, 83: 1512-1524. https://doi.org/10.2136/sssaj2019.05.0139

CDFA. 2019. 2018 California Almond Acreage Report. California Department of Food and Agriculture. (also available at: https://www.nass.usda.gov/Statistics_by_State/California/Publications/Specialty_and_Other_Releases/Almond/Acreage/201904almac.pdf)

Chaney, K. & Swift, R. 1984. The influence of organic matter on aggregate stability in some British soils. *Journal of Soil Science*, 35: 223-230. https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1984.tb00278.x

Culumber, M., Camarena, D., Perez, J., Shenk, R., Hendratna, A., Pflaum, T., Poret-Peterson, A., Holtz, B. & Gao, S. 2021. Carbon dioxide and nitrous oxide emissions following whole orchard recycling. (unpublished).

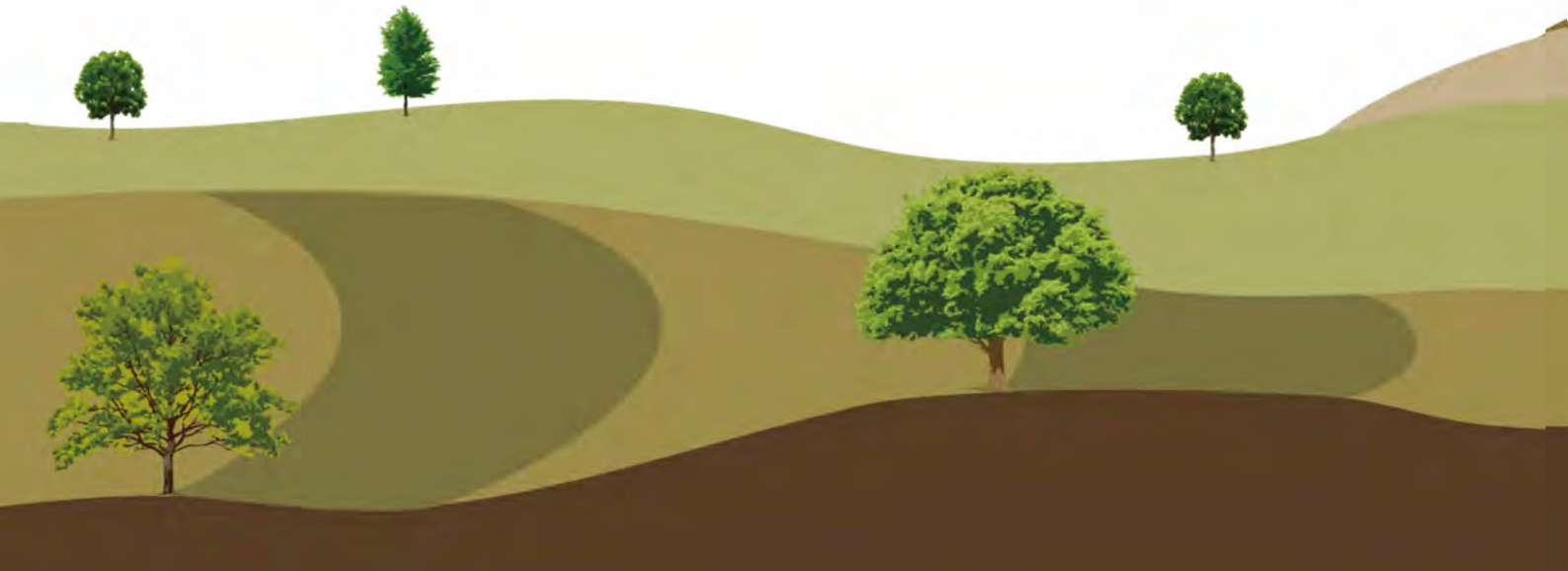
Jahanzad, E., Holtz, B., Zuber, C., Doll, D., Brewer, K., Hogan, S. & Gaudin, A. 2020. Orchard recycling improves climate change adaptation and mitigation potential of almond production systems. *PLOS One*, 15(3): e0229588.

Haney, R. 2015. Soil Health Tool (SHT) Ver 4.4. An integrated approach to soil testing. Soil testing in nature's image. (available at https://www.nrcs.usda.gov/wps/PA_NRCSConsumption/download?cid=nrcseprd338485&ext=pdf)

Holtz, B., Doll, D. & Browne, G. 2016. Whole almond orchard recycling and the effect on second generation tree growth, soil carbon, and fertility. *Acta Horticulturae*, 1112: 315-320.

Holtz, B., Browne, G., Doll, D., Culumber, M., Yaghmour, M., Jahanzad, E., Lampinen, B. & Gaudin, A. 2018. Whole almond orchard recycling and the effect on second generation tree growth, yield, light interception, and soil fertility. *Acta Horticulturae*, 1219: 265-272. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0229588

Rabbi, S., Daniel, H., Lockwood, P., Macdonald, C., Pereg, L., Tighe, M., Wilson, B. & Young I. 2016. Physical soil architectural traits are functionally linked to carbon decomposition and bacterial diversity. *Scientific Reports*, 6: 33012. https://doi.org/10.1038/srep33012



中英詞彙對照

A

A horzion A土層
abiotic 非生物性
aboveground biomass 地上部生物量
aboveground net primary productivity, ANPP 地上淨初級生產力
accidental sampling 偶遇抽樣
accretion model 堆積模型
acetanilide 乙醯苯胺
acid 酸
acid phosphatase 酸性磷酸酶
actinorhizal species 放線菌根樹種
active layer 活凍層
adapted irrigation 適應性灌溉
adaptive response 適應性反應
aeolian sediments 風積物
aeration 通氣
aerial roots 氣根
aerobic composting 好氧堆肥
aerobic degradation 有氧降解
aerobic rice 好氧性水稻
aerosols 氣懸膠體
affinity 親和性
afforestation/afforest 新植造林
aggregate stability 團粒穩定性
aggregation 團粒形成
agricultural intensification 農業集約化
agrisilvicultural systems 混農林系統
agrisylviculture 混農林業
agroecological farming 生態農業
agroecosystem 農業生態系統
agroforestry 混農林業
agroforestry for conservation, A4C 混農林業保育
agronomy 農藝學
agrosilvopastoral system 混農林牧系統
agrosylvopastoralism 混農林牧業
air capacity 空氣容量
air filtration 空氣過濾
air-filled porosity 充氣孔隙度
algal bloom 藻華
alkaline phosphatase 鹼性磷酸酶
alkaline structureless soils 無結構鹼土
alkalinization 鹼化
allelochemical 植物化感物質
allelopathic effects 植物化感作用
allelopathic substances 植物化感物質
alley cropping 田籬間作
allotment gardens 分配區域花園
alluvial platforms 沖積台地
alpine tundra 高山苔原
alternate wetting and drying, AWD 乾溼交替
alternative wetting, AW 交替溼潤
altitude tropical climate 高海拔熱帶氣候
ambient temperature 環境溫度
ameliorant 改良劑
amendment 改良劑
amino acids 胺基酸
ammonia, NH_3 氨
ammonia monooxygenase 氨氧化酶
ammoniacal fertilizers 氨態肥料
ammonia-N, NH_3-N 氨態氮
ammonifying bacteria 氨化細菌
ammonium, NH_4^+ 銨
ammonium bicarbonate 碳酸氫銨
ammonium nitrate 硝酸銨
ammonium sulfate 硫酸銨
ammonium-N, NH_4-N 銨態氮
amphi 粗腐植質
amphibian 兩棲動物
anaerobic composting 厭氧堆肥
anaerobic digestion 厭氧消化
anaerobic process 厭氧過程
anhydrous ammonia 無水氨
animal husbandry 動物飼養
animal manure 動物糞肥
animal skidding 畜力牽引
anthrax 炭疽病
apron 機坪
aquaculture pond 水產養殖池
aquatic biomass 水生生物量
aquatic habitats 水生棲息地
arable crop 可耕種作物
arable land 可耕地
arboreal 喬木的
arboreous 喬木
arbuscular mycorrhizae fungi 叢枝菌根菌
archaea 古菌
arctic ocean 北冰洋
area-based 生產面積為基礎
area-weighted mean 面積加權平均數
aridity index, AI 乾燥指數
aromaticity 芳香性
arthropod 節肢動物
articulated 聯結式的
artificial polymers 人造聚合物
Ascalon 艾斯卡隆土系
aspect 坡向
asphalt 瀝青
assemblage 類聚
assimilate 同化
assisted natural regeneration, ANR 輔助自然更新
atmospheric deposition 大氣沉降
atmospheric moisture 大氣濕度
Atrazine 草脫淨
autecology 個體生態學
autochthone 原生
autotrophic nitrification 自營性硝化作用
available 有效的、可用的
available N 有效氮
available P 有效磷
available timber volume 可用材積
available water capacity 有效水容量
axenic cultures 純種

B

backhoe delving 反鏟挖掘
badland 惡地
bank cutting 河岸侵蝕
bare soil 裸露土壤
barrier effect 屏障效應
base cations 鹼基陽離子
base saturation 鹼基飽和度
basic 鹼性
bed planting 床植
beje 一種傳統捕魚方法
belowground net primary productivity, BNPP 地下淨初級生產力
bench terraces 階式梯田
benches 臺地
beneficial Insects 有益昆蟲
benthic fauna 底棲動物
β-glucosidase β-葡萄糖苷酶
bicarbonate 碳酸氫鹽

bioavailability 生物有效性
biochar 生物炭
bioclimatic 生物氣候
biodiversity habitat 生物多樣性棲地
biodynamic agriculture 生物動力農業
bioenergy, biomass energy 生質能源
biofertilizer 生物肥料
biofiltration 生物過濾
biogas 生質氣體
biogeochemical cycles 生物地球化學循環
biological control 生物防治
biological filter 生物過濾器
biological fixation 生物固定
biological nitrogen fixation 生物固氮作用
biological weathering 生物風化
biomacrostructured 生物巨結構
biomass 生物質、生物量
biomass burning 生物質燃燒
biomass production 生物量生產
biomass removals 生物量去除
biome 生物群系
biophysical conditions 生物物理條件
biopore 生物孔
bioretention systems 生物滯留系統
bioslurry 生物泥漿
biosolids 生物固形物
biostimulant 生物刺激素
bioswales 生態截流系統
biota 生物相
biotic stress 生物逆境
bioturbation 生物擾動
biowaste 生物廢棄物
black carbon, BC 黑碳
black soil 黑土
blocky structure 塊狀構造
blue carbon 藍碳
blue C benefits 藍碳效益
blue water 藍水，農作物水足跡以藍水指灌溉用水、綠水指雨水，而灰水是稀釋汙染水至可用水質所需要的水
bogs 酸性泥炭沼澤
bone meal 骨粉
bootstrapped 自助法（統計）
boreal coniferous forest 寒帶針葉林
boreal zone 極北區
boric acid 硼酸
boron, B 硼
brackish water 半鹹水
break crop 中斷作物
briquettes 煤球
broadcast 播撒
broadleaf forest 闊葉林
browse 嫩枝葉
browsing 摘食嫩葉
bryophytes 苔蘚植物
Buffalo mozzarella 水牛乳製奶酪
buffer strips 緩衝帶
bulk density 土壤容積密度
bulk soil 總體土壤
bulldozer 推土機
bund 堤岸
bush fire 野火
business as usual, BAU 一如往常，不採取任何溫室氣體排放減量要求的措施，在此往常措施下測定的溫室氣體排放量被設定為「二氧化碳排放基線」
butane gas 丁烷
by-product 副產品

C

C budget 碳預算
C fluxes 碳通量
C isotope 碳同位素
C sequestration 碳固存
C stock 碳庫存
C storage 碳儲量
C/N Ratio 碳氮比
CA-based 以保育性農業為基礎
cable yard logging 架線集材採伐
cable yard system 架線集材系統
cadmium, Cd 鎘
calcareous 鈣質
calcareous parent material 石灰母質
calcaric 鈣質
calcium carbonate 碳酸鈣
calcium nitrate 硝酸鈣
calcium phosphate 磷酸鈣
calcium salt 鈣鹽
Ca-silicate 矽酸鈣板
canopy 林冠、樹冠
canopy closing 林冠鬱閉
canopy cover 林冠覆蓋
canopy opening 開放式林冠
CaO 氧化鈣
capacity building 能力建構
cap-and-trade 總量管制和交易
capillary rise 毛細上升
carbon, C 碳
carbon accumulation rate 土壤碳累積速率
carbon capture and storage 碳捕獲與儲量
carbon credits 碳權
carbon cycle 碳循環
carbon dating 碳定年
carbon debt 碳債
carbon decomposition 碳分解
carbon density 碳密度
carbon dioxide equivalent, CO_2eq, CO_2e 二氧化碳當量
carbon equivalent, Ceq. 碳當量
carbon farming 碳農業
carbon loss 碳損失
carbon neutral 碳中和
carbon offsets 碳補償
carbon pool 碳庫
carbon sequestration 碳固存
carbon sink 碳匯
carbon standard project 碳標準計畫
carbon stock 碳庫存
carbon storage 碳儲量
carbonate rock 碳酸鹽岩
carbonates 碳酸鹽
carboxylic acids 羧酸
carcass gain 屠體增重
carrying capacity 載牧力
carryover 殘留性
case study 案例研究
cash crop 經濟作物
catalyst 催化劑
catch crop 增益作物
catchment 集水區
caterpillar tractor 履帶式牽引車
cation 陽離子
cation exchange capacity, CEC 陽離子交換能力
cation retention 陽離子吸持
cattle manure, CM 牛糞肥
causeways 堤道
cellulose 纖維素
cellulosic-based fuels 纖維素燃料
cement 膠結
cementing material 膠結物
center pivot (irrigation system) 中樞灌溉系統
CH_4 甲烷
CH_4 sink 甲烷匯
chalcedony 玉髓
chamber collection techniques 集氣室技術

channel 渠道
channelization 渠化
charcoal 木炭
check dam 攔沙壩
chisel plow tiller 鑿犁耕耘機
chloroform fumigation extraction method 氯仿燻蒸萃取法
chroma 彩度
chronosequence 時間序列
circular economy 循環經濟
clay content 黏土含量
clay fraction 黏土部份
clay pebble 黏土卵石
clay soil mineralogy 黏土礦化度
clay-humus complex 黏土-腐植質複合體
clean-tilled crop 淨耕作物
CleanCookingAlliance 乾淨烹飪聯盟
clear cutting, clearcutting 皆伐
clear felling, clearfelling 皆伐
climate-neutral 氣候中和
climate-resilience 氣候韌性
Climate-Smart Agriculture, CSA 氣候智慧型農業
climax 安定期
climax forest 極相林
climax vegetation 極相群落
climber cutting 砍伐攀緣植物
climbing plant 攀緣植物
clod 土塊
cloud cover 雲量
cloud forests 雲霧森林
CO_2 fertilization 二氧化碳肥力效應
CO_2 flux 二氧化碳通量
coastal plain 沿海平原
coastal restoration 海岸復育
coastal wetland 沿海濕地
coefficient of variation 變異係數
cogeneration plant 熱電共生廠
coliform 大腸桿菌
colluvial 崩積物
colonization 定植
combine harvester 聯合收割機
combustion factor 燃燒係數
commercial farming 商業性農業
commodity crop 經濟作物
Common Agricultural Policy, CAP 共同農業政策
communal grazing 公共的放牧場
communities 群落
community farm 社區農場
community forest, CF 社區林業
community garden 社區花園
community supported agriculture, CSA 社區支持農業
companion planting 共生植物
complexation 錯合作用
compliance market Standards 履約市場標準
compost 堆肥
compost pile or windrow 堆肥樁和堆垛
composting 堆肥法
compressive stress 壓應力
concentrated feed 濃縮飼料
concrete materials 混凝土材料
condensed tannins 縮合單寧
cone penetration 圓錐穿刺
confidence intervals 信賴區間（統計）
Conservation Agriculture, CA 保育性農業
Conservation Reserve Program, CRP 長期休耕保育計畫
conservation tillage 保育耕犁
consortia, consortium 共同體
constructed planting 構成土種植
constructed soil 構成土
continuous cover forestry, CCF 連續覆蓋林業
continuous cropping, CC 連續耕作
continuous flooding 連續浸水
continuous grazing 連續放牧
continuous Irrigation 連續灌溉
continuous waterlogging, CW 連續浸水
contour line 等高線
contributing area 集水面積
controlled irrigation, CI 控制灌溉
Controlled Traffic Farming, CTF 固定道耕作
conventional agriculture 慣行農業
conventional farming 慣行農業
conventional logging 慣行採伐
conventional tillage, CT 慣行耕犁
conversion 轉作
cooling island 冷卻島
cooling phase 降溫階段
cooperatives 農業合作社
coppicing 矮林作業
corer 岩芯採取器
cores 岩芯
corn stover 玉米蒿桿
correction factors 修正因數
cotton gin trash 軋棉渣
coupling 耦合
cover biomass incorporation, CB 覆蓋生物量的摻入
cover crop, CC 覆蓋作物
chromium, Cr 鉻
creep grazing 潛欄放牧
crop productivity 作物生產力
crop residues 作物殘體
crop rotation 作物輪作
crop sequence 作物輪作順序
cropland 耕地
crop-pasture rotations, CPR 作物與牧草輪作
crust 結皮
cryosphere 冰凍圈
cryoturbation 冰擾作用
copper, Cu 銅
cultivar 栽培品種
cultivated land 耕地
cultivated variety 栽培品種
cultural layer 文化層
cut-off drain 截水溝

D

dairy farm 乳牛養殖場
dairy farming 酪農業
dams 水壩
datum 基準
day after broadcasting, DAB 播種後的天數
days after planting, DAP 種植後的天數
dead wood 枯木
decadal increase 年代際增長
deciduous 落葉的
deciduous hardwood 落葉闊葉樹
decompaction 去壓實
decomposer 分解者
decomposition rate 分解率
deep frost 厚霜
deep inversion tillage 深層反轉耕作
deep ploughing 深耕
deep root 深根
deep-tunnelling dung beetle 深掘甬道型糞金龜
deferred grazing 延遲放牧

deficit drip 缺水滴灌
deficit irrigation 缺水灌溉
defoliation 去葉
deforestation 森林砍伐
degrade 降解
degraded forest 退化森林
dehesa 德埃薩土壤系統
dehydrogenase 脫氫酶
deltaic alluvium 三角洲沖積層
demonstration site 示範地
denitrification 脫氮作用
DeNitrification-DeComposition, DNDC 脫氮作用–分解
denitrifying bacteria 脫氮細菌
denitrifying enzyme activity, DEA 脫氮酵素活性
densified layer 緻密層
depolymerization 解聚合作用
depressional wetland 窪地濕地
desalinization effect 脫鹽作用
desertification 沙漠化
detritus 碎屑
diameter at breast height 胸高直徑
diammonium phosphate 磷酸氫二銨
dichromate 重鉻酸鹽
diffuse pollution 擴散汙染
diffused erosion 擴散式侵蝕
digestate 厭氧消化物
digester 消化槽
digestibility 消化率
digital elevation model, DEM 數值高程模型
dilution 稀釋
dioxins 戴奧辛
dipterocarp forest 龍腦香森林
direct payments 直接給付
disaggregation 解團粒作用
disk harrow 圓盤耙
disk plow 圓盤犁
disposal of wastewater effluent 污水處理
dissected plains 切割平原
dissolved inorganic nitrogen, DIN 溶解無機氮
dissolved organic carbon, DOC 溶解有機碳
dissolved organic nitrogen, DON 溶解有機氮
dissolved oxygen 溶氧
distillation 蒸餾
diversity index 多樣性指數
dolomite 白雲石
donor 供體
dossal 林冠
double crop 雙作物
double rice, DR 雙季稻
drainage 排水
dredge 疏浚
drip irrigation 滴灌
drought stress 乾旱逆境
dry combustion 乾式燃燒
dry domain 乾域
dry matter 乾物質
dry metric tons, dmt 乾公噸
dry mulching, DM 乾敷蓋
dry season, DS 旱季
dry sieving 乾篩法
drylands 旱地
duplex soil 雙相土
duripan 硬磐
dwarf 矮樹
dwarf shrub 矮生灌木
dynamic analysis 動態分析
Dysmull 五種腐植質型態之一

E

earth movement (for soil preparation) 翻土（用於土壤準備）
earthwork 土方工程
earthworm inoculation 蚯蚓接種
eco-gentrification 綠色高檔化
ecological complexes 生態複合體
ecological process 生態過程
ecological succession 生態演替
Ecoplates 微生物群落分析
ecoregion 生態區
ecosystem respiration 生態系統呼吸量
ecosystem restoration 生態系統恢復
ecosystem service 生態系服務
ecosystem-based adaptation, EbA 以生態系為基礎的氣候變化調適
eco-tourism 生態旅遊
edapho-climatic condition 風土條件
eddy covariance 渦流協方差
El Niño 聖嬰現象
elemental analyzer, EA 元素分析儀
emergence 出土率
emergent 突出層
emission factor, EF 排放係數
encapsulation 包封
enchytraeids 鍋蟲
encroachment 侵入
endemism 特有性
endocoprid species 糞居型物種
energy compound 能量化合物
enrichment planting 補植
enteric fermentation 腸道發酵
environmental tax 環境稅
enzyme activity, enzymatic activity 酵素活性
Eocene basalt 始新世玄武岩
epipetric 表面膠結的
equivalent mass 等效質量
erodibility 可蝕性
erosion modulus 侵蝕模數
estuaries 河口
ethylene–propylene–diene monomer, EPDM 三元乙丙單體橡膠
Eumacroamphi 五種腐植質型態之一
eutrophication 優養化
evaporative cooling 蒸發冷卻
evapotranspiration 蒸發散（量）
evergreen forests 常綠森林
exchangeable base 交換性鹼基
exchangeable cations （可）交換性陽離子
exchangeable sodium percentage, ESP 交換性鈉百分比
excretion 排泄物
exoenzymes 胞外酶
exogenous C 外源碳
experimental forest 實驗林
extensive agriculture 粗放農業
extensive grazing 粗放式放牧
extensive green roof 粗放型綠屋頂
extracellular polymeric substance, EPS 胞外聚合物
extractable bases 萃取性鹼基
extractive industries 採礦業
extreme rainfall 極端降雨
exudates 根系分泌物
exudation 分泌作用、分泌物

F

factsheet 資料表單
fallows 休耕
farm compost, FC 農場堆肥
farming 農業、耕作

farmyard manure, FYM 廄肥
Fe oxides 氧化鐵
Fe-accumulating 鐵累積
feedlot 飼養場
Fe-leaching 鐵淋溶型
fens 礦質泥炭沼澤
fertigation 肥灌
fertilization 施肥
fertilizer 肥料
field 田間、田地
field capacity 田間容水量
field crop 田間作物
field data 田間實驗數據
field observations 田間觀察
field pea 糧用豌豆
fixed carbon 固定碳
flood irrigation, flooding irrigation 淹灌
flood pulsing, flood pulsed 洪水沖刷
floodplain 氾濫平原
floods 洪水
flora and fauna 動植物
fluctuations 波動
fluoranthene 螢蒽
flux 通量
fly ash 飛灰
foliage burn 葉燒
folk culture 民俗文化
food crop 糧食作物
food insecurity 糧食不安全
food organism 飼料生物
food security 糧食安全
food-producing trees 產糧樹木
foothill 山麓
forage 草料
forage crops 草料作物
forage maize 青割玉米
forb 闊葉草本
forest cooperative 森林合作 社
forest cover 森林覆蓋
forest degradation 森林退化
forest expansion 森林擴展
forest fragment 森林碎片
forest garden 森林花園
forest inventory 森林普查
forest landscape restoration, FLR 森林地景復育
forest patch 森林斑塊
forest plantation / plantation forest 人工林
forest product 森林產物
forest restoration 森林復育
four tine cultivator frame 四齒耙
fractionation 分餾
fragipan 脆盤
fragmentation 破碎化
fresh organic carbon 新鮮有機碳
freshwater swamp forests 淡水沼澤森林
frontal grazing 趨前放牧
frost 霜
frost creep 凍土潛移
fuel wood, fuelwood 薪材
full inversion tillage, FIT 全反轉耕犁
furrow irrigation 溝灌

G

gas chromatography 氣相層析
genetic horizon 化育層
geochemical 地質化學
geographic bias 地域偏見
geotextile 土工布
germination 萌芽、發芽
Glacialou twash sandplain
gibbsite 三水鋁石
global warming potential, GWP 全球暖化潛勢
glomalin 球囊黴素
glycoproteins 醣蛋白
glyphosate 嘉磷塞
gradone afforestation method 梯田新植造林法
grain legume 糧豆類
granular structure 團粒狀構造
granulometry 顆粒度
grass clippings 草屑
grass waterway 草地水路
grass-covered (lawn site) 草生地
grass-fed 草飼
Grazing exclusion 禁止放牧、禁牧
green fodder 青飼料
green infrastructure 綠色基礎設施
green manure, GM 綠肥
green roof 綠屋頂
greenhouse gas, GHG 溫室氣體
greywacke 雜砂岩
grey literature 灰色文獻
grey water 灰水
groins 突堤群
ground cover 地面覆蓋
ground ice 地表冰
ground skidding forwarder 地面集材貨車
ground truth 地面實況
groundwater recharge 地下水補給
growing material, GM 生長材料
growing stock 立木蓄積
growth substrate 生長基質
Guano 鳥糞石
guild 同功群
gullied slope 雛谷斜坡
gully erosion 溝壑侵蝕

H

H/Corg Molar Ratio 碳氫莫耳比
habitat 棲息地
habitat enhancement 棲息地改善
habitat fragmentation 棲息地破壞
halophytic vegetation 鹽生植被
halophytic tree 鹽生樹種
hand hoes 手鋤頭
Hanford 漢福德土系
happy seeder 快樂播種機
hard plough pan 硬犁底層
hardpan, hard Pan 硬磐
hardscapes 硬質地殼
hardwood dry forest 闊葉乾燥林
hardwood forest 闊葉樹林
harmful particle 有害粒子
harvesting 採收、採伐
haying practices 乾草敷蓋的做法
haylage 半乾青貯草
HCO_3^- 重碳酸鹽
health care 醫療保健
heat island effect 熱島效應
heat stress 熱逆境
heath forests 荒原森林
hedges, hedgerow 樹籬
herbaceous crops 草本作物
herbaceous stratum 草本層
herbivore 草食動物
heterogeneity 異質性
heterogeneous soil 異質土
heterotrophic respiration 異營呼吸
high wind 大風
high yielding crop 高產作物
high yielding variety 高產品種
highveld grassland 海維爾德草原
Holocene 全新世

homeowners associations 業主協會
horizons 土壤層位
hot steppe 熱帶草原
hot water extractable carbon 熱水可提取之碳
human-altered 人類改變
human-transported 人類運輸
humification 腐植化
humus 腐植質
hydraulic conductivity 導水度
hydraulic lift 液壓升降
hydraulic permeability 水力滲透係數
hydric soil 水成土壤
hydroelectric plants 水力發電廠
hydrogen sulphide, H_2S 硫化氫
hydrographic network 水系
hydrological balance 水平衡
hydrological properties 水文特性
hydrological regime 水文狀況
hydrological systems 水文系統
hydrology 水文
hydromorphic 水層型態
hydrophobicity 疏水性
hydroxide minerals 氫氧化物礦物
hypersaline salt flats 高鹽度鹽灘

I

igneous rock 火成岩
illegal logging 非法砍伐
illuviation 淋積作用
immobilization 固定化
improved rice 改良稻作
incentives 獎勵措施
income generating activities 創收活動
incorporation 摻入、加入
increments 增量
induced employment 衍生就業
Industrial logging 工業伐木
infiltration 滲透
in-ground planting 地裡種植
inherent stability 固有穩定性
inhibitor 抑制劑
innovative crop 創新型作物
insect herbivores 食草性昆蟲
in-situ stubble retention 原地保留殘茬
insolation rate 日照率
insulation 絕緣材料
integrated crop-livestock systems, ICLS 農牧業整合系統
integrated crop-livestock-forestry systems, ICLF 農牧林業整合系統
integrated farming 整合農業
integrated nutrient management 整合養分管理
integrated soil fertility management 土壤肥力整合管理
intensive 集約式
intensive agriculture 集約農業
intensive farming 集約農業
intensive green roof 集約型綠屋頂
interaction 交互作用、互動
interactive effect 互動性效應
intercropping 間作
interglacials 間冰期
intermittent irrigation 間歇灌溉
intertidal zones 潮間帶
introduced species 引進的物種
ininundated soil 浸水的土壤
inventory 普查
irrigation 灌溉
isohyet 等雨量線
isotherm 等溫線

J

jetties 防波堤

K

K_2O 氧化鉀
Kerrygold Irish butter 金凱利愛爾蘭奶油
kettle ponds 水壺塘
kettles 鍋穴
kitchen waste 廚餘
Köppen-Geiger 柯本氣候分類法
kraal 圈地

L

labile orgainc matter 活性有機質
lacustrine deposit 湖積物
Laguardia soil series 拉瓜地亞土系
land clearance 土地開墾
Land Degradation Neutralit, LDNLa 防止土地退化
land leveling 整地
land mass 陸塊
land preparation 整地
land suitability 土地適宜性
land tenure 土地租佃
land use and land cover 土地利用與地表覆蓋
land use change, LUC 土地利用變更
land-cover conversion 地表覆蓋轉換
landform slope 地形坡度
landscape 地景
landslide 崩塌、坍塌、滑坡
lasagna beds 千層床
layer hen 蛋雞
leachate 淋洗液
leaching 淋洗
ead, Pb 鉛
leaf area index, LAI 葉面積指數
leafy vegetables 葉菜類
leaf water potential 葉片水勢
Leptoamphi 五種腐植質型態之一
levees 堤防
ley 牧草地
lichen 地衣
life cycle analysis, LCA 生命週期分析
life-cycle assessment, LCA 生命週期評估
lignin 木質素
Limberjim Series Limberjim 土系
lime 石灰
lime saturation 石灰飽和度
limestone 石灰石
limestone quarries 石灰石採礦場
liming effect 石灰效應
limiting nutrient 養分有限
liquid dairy manure, LDM 液態乳牛糞肥
litter 枯枝落葉、墊料
litter depth 落葉深度
litter fall; litterfall 枯枝落葉
litter layer 枯枝落葉層
livestock breeding 家畜繁殖
livestock grazing 牲畜放牧
lixiviation 淋溶
local extinction 局部地區滅絕
logarithmic 對數
logged forest 已砍伐的森林
logging 採伐
long-lived GHGs 長生命週期溫室氣體

loss on ignition 燃燒耗損
lower montane rain forest 低高山雨林
lowland evergreen rain forest 低地常綠雨林
lowland rice 低地水稻
lysimeters 滲漏計

M

machinery rings 農機械的互助圈
macro-aggregate, macro-aggregation 粗團粒
macrocosm study 整體性研究
macrofauna 大型動物
macronutrients 大量營養素
macrophyte 岩漿岩
macropore 大孔隙
macroporosity 大孔率型
magmatic rock 岩漿岩
magnesium, Mg 鎂
main cutting 主伐
mangrove restoration 紅樹林復育
mangroves 紅樹林
manure 糞肥
manure spreader 堆肥撒佈機
marginal agricultural capability 邊際農業潛力
marginal land 邊緣土地
marine organic carbon 海洋有機碳
marshes 草本沼澤
mass movement 塊體運動
mass slide 大規模崩塌
massifs 山塊
mast 栗實堆
maturation phase 腐熟保肥階段
mean annual precipitation, MAP 年平均降水量
mean annual temperatures, MAT 年平均溫度
mean weight diameter 平均重量直徑
mechanical composition 機械組成
mechanical impedance 土壤的力學阻抗
medical plants 藥用植物
Mediterranean basin 地中海盆地
Mesic Aridic 中溫乾燥
meso pores 介孔
mesoclimate, meso-climate 中氣候
mesofauna 中型動物
Mesomull 五種腐植質型態之一
mesophilic anaerobic digestion 中溫厭氧消化
mesophilic phase 中溫階段
meta-analysis 統合分析
metabolite 代謝物
metal chelate 金屬螯合物
meters above sea level 海拔以上公尺
methane, CH_4 甲烷
methane monooxygenase enzyme 甲烷氧化酶
methanogenesis 甲烷生成
methanogenic archaea 甲烷菌
methanotrophic bacteria 甲烷氧化菌
metric ton of carbon, mtC 公噸碳
MgO 氧化鎂
micro-aggregate, microaggregate 小團粒
microalgae 微藻
microbial activity 微生物活動
microbial biomass carbon, MBCar 微生物生物量碳
microbial community activity 微生物群落活動
microbial inoculant 微生物接種劑
microbial population 微生物族群
microbial respiration 微生物呼吸作用
microclimate 微氣候
microfauna 微動物相
micronutrients 微量營養素
micro-organisms 微生物
microporosity 微孔隙度
micro-relief 微起伏
microtopography 微地形
mid-season drainage, MSD 季中排水
milk stage 乳熟期
millimeter, mm 毫米（降雨量單位）、公厘（長度單位）
Mosholu soil series 莫紹魯土壤系列
mouldboard plough 板犁
mountain grasslands 山地草原
mountain soil 山地土壤
mulch, mulching 敷蓋
mull 腐植質
multiple cropping 複作
municipal biosolids 都市生物固形物
municipal waste 都市廢物
Munsell colours (system) 孟塞爾表色系
mycoremediation 真菌復育
mycorrhizae 菌根
mycorrhizal 菌根
mycorrhizal fungi 菌根菌

N

N fixing species 固氮物種
N soil status 土壤含氮狀況
N_2 fixation 固氮作用
Na_2O 氧化鈉
N-acetylglucosaminidase N–乙醯葡萄糖胺酶
naphthalene 萘
nationally determined contribution, NDC 國家自定貢獻
mine debris 礦屑
mined lands 礦區土壤
mineral fertilizer 礦物肥料
mineral soil 礦質土
mineralization 礦化作用
mineralization rate 礦化速率
minimum tillage 最少耕犁
mires 泥炭沼澤
mitigation, mitigate 緩解
mixed intercropping 混合間作
Mixed Sal Forest 娑羅樹混合林
moisture regime 水分境況
molar ratio 莫耳比
moldboard plow 板犁
molybdenum, Mo 鉬
monocropping 單一作物連作
monoculture 單一作物連作
Montado 蒙塔多土壤系統
montane 山地
montane forests 山地森林
montane temperate rainforest 山地溫帶雨林
Morris soils 莫里斯土系
mosaic 鑲嵌
mosaic landscape 鑲嵌地景
natural afforestation 天然新植造林
natural degradation 自然退化
natural forest 天然林

natural forest regeneration 天然林更新
natural recruitment 自然吸收
natural regeneration 自然更新
negative slope 負坡度
neglected crops 被忽視作物
Nelore cattle 尼洛牛
nematodes 線蟲
Neotropics 新熱帶
Neovolcanic Axis 新火山岩軸帶
net absorption 淨吸收
net balance 淨平衡
net effect 淨效應，淨影響
net gain of forest area 森林面積淨增量
net primary production 淨初級生產量
net primary productivity 淨初級生產力
Never Ending Food, NEF 永不斷糧
niche 生態棲位
nitrate ion, NO_3^- 硝酸根離子
nitrate nitroge, Nitrate-N, NO_3-N 硝酸態氮
nitrate, NO_3 硝酸鹽
nitric oxide, NO 一氧化氮
nitrification 硝化作用
nitrifying bacteria 硝化細菌
nitrogen, N 氮
nitrogen enrichment 豐富的氮
nitrogen eutrophication 優養化
nitrogen fertilizer 氮肥
nitrogenase 固氮酶
nitrogen-fixing tree species 固氮樹種
nitrous oxide, N_2O 氧化亞氮
N-NH_3 氨態氮
nodule 根瘤
nomadic 游牧
nomadic pastoralism 游牧業
non-forested 無森林
non-inversion seed bed preparation 非反轉苗床準備
non-inversion tillage 非反轉耕犁
non-paddy 旱田
non-point source pollution 非點源污染
non-probability sampling 非機率抽樣
non-targeted organism 非目標生物
non-wood (timber) forest products 非木材森林產物
Nor’ easter 東北大風
nordic 北方性
Normalized Difference Vegetation Index, NDVI 標準化植被指數
North Meadow soil series 北草原土系
platy structure 板狀構造
no-till, no-tillage, NT 免耕
no-tillage permanent bed planting 免耕永久床植
NO_x 氮氧化物
N-phosphonomethyl glycine N-磷醯甲基甘氨酸
nudi-natric Solonetz 有鈉表層的鹼土
nursery flat field 苗圃平地
nutrient 養分
nutrient availability 養分有效性
nutrient balance 養分均衡
nutrient cycling (cycle) 養分循環
nutrient loading 養分負荷

O

oil crop 油料作物
oil drilling 石油鑽探
oilseeds 油籽
old-growth forest 老生林
Oligomull 五種腐植質型態之一
Olney 歐尼土系
Olsen P 有效磷
ombrotrophic peatlands 雨養泥炭地
one way analysis of variance, ANOVA 單因子變異數分析
one-wheeled tramline, OWTL 單輪軌道
on-puddled transplanting 非泥漿移栽
open forest 疏林
open patch 空斑塊
open-pit mines 露天礦山
Orchidee-Stics-C-N Cycle simulation model Orchidee-Stics-C-N 循環模擬模型
orest conservation 森林保育
organic amendment 有機改良劑
organic farming 有機農業
organic fertilizer 有機肥
organic matter, OM 有機質/有機物
organic matter input 有機物投入
organic micro-pollutants 有機微汙染物
organic mulch 有機敷蓋
organic soil 有機土
organo-mineral fertilizers, OMFs 有機礦物質肥料
ornamental lawns 觀賞草坪
overland flow 溢流

P

paddock 圍場
paddy field 水稻田
paddy soil 水稻土
paleobotanical 古植物學
paludiculture 濕地種植
panicle 稻穗
pantropic 泛熱帶的
paradigm shift 典範轉移
parent material 母質
parkland 溫帶疏樹草原
particle size 粒徑
particulate organic matter, POM 顆粒狀有機物質
parts per thousand, ppt 鹽度單位，意指每公斤水含有鹽的克數
passive movement 被動運動
pastoralism 游畜牧業
pasture 牧場
pasture-raised 放牧飼養
pathogen 病原體
pathogenic bacteria 病原細菌
pavements 鋪砌道路
peak flows 尖峰流量
peat accretion 泥炭聚積
peat extraction 泥炭萃取
peat fire 泥炭火患
peat layer 泥炭層
peat moss, peatmoss 泥炭苔
peat restoration 泥炭復育
peat swamp forests 泥炭沼澤森林
peatland 泥炭地
pedoclimatic 土壤氣候
pedo-climatic zone 土壤氣候帶
pedogenesis 成土作用
pedon 土體識別碼

pellets 顆粒
pellic-mazic 低色度堅硬表層
penetrometer resistance, PR 穿刺阻力
perceived value 知覺價值
percolation 滲漏
peregrine species 廣布種
perennial 多年生
peri-urban agriculture 城郊農業
permaculture 永續栽培
permanent grassland 永久草原
permanganate oxidizable carbonpe 高錳酸鹽可氧化碳
permeability 滲透性
pervious areas 透水區域
pesticides 農藥
pH value pH值
phosphorus, P 磷
phosphorus solubilizer 磷溶菌
photointerpretation 影像判釋
photosynthesis 光合作用
physical exercise 體育運動
physiognomy 地貌
phytohormone 植物激素
phytoremediation 植生復育
phytosanitary effect 動植物防疫效果
phytostabilization 植物穩定化
piezometer 水壓計
pilot scales 實驗性規模
pilot test 前導測試
pine forest 松樹林
pioneer species 先趨物種
piston corer 活塞式岩芯採取器
placentaco 胎座（期、物種）
planetary boundaries 地球限度理論
plant available water 植物有效水 分
plant growth-promoting bacteria, PGPB 促進植物生長細菌
plant growth-promoting rhizobacteria, PGPR 植物促生根圈細菌
plant residue 植物殘體
plantationpl 人工種植園
planting density 栽植密度
planting pit 植栽穴
playa wetlands 乾鹽湖濕地
Pleistocene 更新世
plot 樣區
plough layer 耕作層
plough pan 犁底層
plough、ploughing 耕犁
plow layer 耕犁層
plow pan 犁底層
pocosin wetland 淺灘沼澤濕地
polder 圩田
political elite 政治菁英
pollination 授粉
pollinator 授粉者
polonium, Po 釙
polychlorinated biphenyl, PCB 多氯聯苯
polyculture 混養
polycyclic aromatic hydrocarbon, PAH 多環芳香烴
polynomial 多項式
polyphenol 多酚
pond-dike farming systems 基塘農業系統
porewater salinity 孔隙水鹽度
porosity 孔隙度
positive feedback loop 正向反饋循環
potassium, K 鉀
popotential evapotranspiration, PET 潛在蒸發散量
power lines 輸電線路
pozzolan 火山灰
practices 措施、做法
prairie dog 草原土撥鼠
Prairie Pothole Region, PPR 草原壺穴地區
prairie wetland 草原濕地
prairies 大草原
precipitation 降水（量）
precision agriculture 精準農業
precision tillage 精準耕犁
prescribed fire 策略燃火
prevailing wind 盛行風
primary forest 原始森林
primary mineral 原生礦物
primary nutrient 初級營養素
primary tillage 主犁耕
priming effect 激發效應
production forests 生產林
profile rebuilding 剖面重建
profitability 收益
propagules 繁殖體
protease 蛋白酶
provisioning service 提供服務
proxy 替代物
pulses 豆類
pyrolysis 熱裂解

R

radiative forcing, RF 射頻
rain garden 雨水花園
rainfed (farming/agriculture) 雨養（農業）
rainwater harvesting 雨水收集
raised beds 高架植床
raking 耙地
random grid system 隨機網格系統
random traffic farming, RTF 隨機運輸耕作
rapeseed 油菜籽
rate of net forest loss 森林淨消失率
raw manure 生糞
reactive nitrogen, reactive N 活性氮
rebound effect 反彈效應
recalcitrance 難分解性
recalcitrant carbon 難以分解的碳
recolonization 重新定殖
redox potentials 氧化還原電位
reduced tillage, RT 少耕
reductionist 還原主義
reedbeds 蘆原
reference state 參考狀態
reflooding 再浸水
reforestation 更新造林
refractory carbon 耐火碳
refractory orgainc matter 難分解的有機質
refuse pond 廢棄物池塘
regeneration 再生
regenerative agriculture 再生農業
regreening 綠化（水稻種子）
rehabilitation 修復
relay intercrops 接替間作
remnant indigenous forest 殘留原生林
remote sensing 遙測技術
removals 移除量
representative carbon pathway, RCP 代表碳路徑

reseeding 追播
resettlement of village 遷村
residue retention 殘體保留
respiration 呼吸作用
response function 反應函數
response ratio, RR 反應比
restored or rewetted wetland 已復育或已復濕的濕地
retention effect 滯留效應
retention pond 滯留池
return of surplus 歸還剩餘物資
revegetation 植被復原
revegetation of peatland 泥炭地的植被復原
review 文獻回顧
Revised Universal Soil Loss Equation, RUSLE 修正版通用土壤流失公式
rewetting 復濕
rhizobia 根瘤菌
rhizodeposition 根圈沉降
rhizomes 根莖
rhizosphere 根圈
rhizosphere community 根圈群落
rice 水稻
rice bran 米糠
rice husk charcoal 炭化稻殼
rice-based intergrated field system, RIFS 稻米整合耕作系統
rice straw extraction 稻稈萃取
rice-wheat cropping 稻麥輪作
ridge till 壟作
ridge-and-furrow, ridge and furrow 壟溝
Rift Valley escarpment 大裂谷懸崖
rill erosion 紋溝侵蝕
riparian buffer strip 河岸緩衝帶
ripper 破土犁
ripping 碎土
riser 梯壁
river ice 河冰
Riverain forest 瑞芬芮恩森林
riverine marshes 河岸沼澤
riverine wetlands 河岸濕地
robustness 穩健性
rock outcrops 岩石露出
rock phosphate 磷礦石
rocky bed 岩床
rod surface elevation table, RSET 固定桿地表海拔表
roller crimper 滾輪捲壓機
rooftop gardens 屋頂花園
root barrier 根障
root biomass 根生物量
root collar 根領
root exudate 根系分泌物
root nodule 根瘤
root penetration 根（系）穿刺
root system 根系
root vegetable 根菜類蔬菜
root zone 根域
rotary tillage 迴轉耕犁
rotational grazing 分區輪牧
rototilling 旋耕
Roundup Ready 抗嘉磷塞的基改種子
row crop 行栽作物
row intercropping 條狀間作
ruminant 反芻動物
runoff 逕流
rural economy 農村經濟

S

salinas 鹽沼
saline 鹽（水）
salinization 鹽化
salt hay grass 鹽草
salt marsh 鹽水沼澤
salt pan 鹽田
salt spray 鹽霧
salt tolerance 耐鹽性
saltwater intrusion 鹽水入侵
sampled value 抽樣值
sand plain 沙原
saprophytes 腐生菌
saproxylic (sapro-xylophagous) organisms 腐木食性生物
Satellite-based Wetland Observation Service, SWOS 衛星濕地觀測服務
saturated hydraulic conducytivitti 飽和導水度
savanna forest 草原疏林
savanna(s) 稀樹草原
savannahs 疏林草原
sawdust 木屑
scalping 剝除
scrub 灌木叢
scrubbing 草地有灌木侵入
sea ice 海冰
seagrass meadows 海草床
seasonal grazing 季節性放牧
seawalls 海堤
secondary carbonate translocation 次級碳酸鹽位移作用
secondary concrete aggregate 二級混凝土粒料
secondary forest 次生林
Secondary Forest Regeneration 次生林再生
secondary growth 次級生長
secondary material 二次材料
secondary metabolites 二次代謝物
secondary nutrients 次量營養素
secondary salinization 二次鹽化
sectoralist 部門主義
sediment 沉積物
sediment cores 沉積物岩芯
sediment supply 沉積物供應
sediment trapping 沉積物攔集
sedimentary limestone 沉積石灰岩
sedimentary phosphate 沉積磷礦石
sedimentary regimes 沉積體系
sedimentary rock 沉積岩
sedimentation 沉積作用
sedimentation rates 沉積率
seedbank 種子庫
seedbed, seed bed 苗床
seedling emergence 萌發出土
seedling zone 育苗區
selection felling 擇伐
selective logging 擇伐
self-thinning 天然疏伐
semi-deciduous forest, semideciduous forest 半落葉林
semi-evergreen forests 半常綠森林
semi-labile 半不穩定
semi-natural grassland 半天然草原
senescence 衰老
sense of identity 身份認同
sequence grazing 循序放牧
Serrano Ham 塞拉諾火腿
set-aside 休耕
settlement 定居地
sewage sludge 汙水淤泥
shade-grown cacao 遮蔭栽種的可可樹林

shale 頁岩
shallow movement 淺層移動
shallow root 淺根
shallow-burying tunnellers 淺埋甬道型糞金龜
shallow-tunnelling species 淺掘甬道型物種
Shannon's diversity index 香農多樣性指數
Shannon-Weiner diversity index 夏儂–威納多樣性指數
shear strength 抗剪強度
shelf 梯面
shelterbelts 防護林
shifting cultivation 游耕
short-lived GHGs 短生命週期溫室氣體
Shottower load 製彈塔壤土系
shrublands 灌木叢
side slope 邊坡
side-opening corer 側開式岩芯採取器
siderophore 螯鐵蛋白
sidewalks 人行道
sienite 正長岩
Signalgrass Pasture 巴拉草牧草地
silage 青貯料
silica sand 矽砂
silicate minerals 矽酸鹽礦物
siliceous rock 矽質岩
Silurian shale 志留紀頁岩
silviculture 造林
silvicultural system 造林系統
silvoarable 耕地混植
silvofishery 混林魚（業）
silvopasture, silvopastoral systems, silvopastoralism 混林牧系統
Simpson's index, Simpson's diversity index 辛普森（多樣性）指數
simultaneous intercrops 同步間作
Sinaloan dry forests 錫那羅亞旱林
sink of GHG 溫室氣體匯
sinkhole 滲穴
site preparation 整地
site-specific agriculture 定點農業
skidders 集材機
skidding trails 集材路線
slag 礦渣
slash, logging residue 採運殘材
slash and burn agriculture 刀耕火種
slash-and-mulch 刀耕覆蓋
slasher 拖曳式割草機
slope gradient 斜坡梯度
slope stability 斜坡穩定性
slow-release fertilizer 緩釋性肥料
slurry (manure) 泥漿（糞肥）
smallholder agriculture 小農農業
sod-forming 可形成草皮的
sodicity 鹼度
sodium adsorption ratio 鈉吸附 比
soil acidification 土壤酸化
soil active herbicides 土壤活性除草劑
soil aeration 土壤通氣
soil aggregate stability 土壤團粒穩定性
soil amendment 土壤改良劑
soil and water conservation 水土保持
soil biodiversity loss 土壤生物多樣性損失
soil biota 土壤生物相
soil buffer capacity 土壤緩衝能力
soil carbon sequestration 土壤碳固存
soil compaction 土壤壓實
soil conservation service 土壤保育服務
soil contamination / pollution 土壤沾染 / 汙染
soil core sampler 土壤核心採樣器
soil core(s) 土心
soil corer 土壤採樣器
soil cover 土壤覆蓋
soil crust, soil crusting 土壤結皮
soil degradation 土壤退化
soil densification 土壤緻密化
soil dispersion 土壤分散作用
soil disturbance 土壤擾動
soil drainage 土壤排水
soil electrical conductivity, EC 土壤電導度
soil erosion 土壤侵蝕
soil fauna 土壤動物相
soil fertility 土壤肥力
soil flora 土壤植物相
soil function restoration, SFR 土壤功能復育
soil group 土類
soil hammer probe 土壤採樣管
Soil Health Index 土壤健康指數
soil horizons 土壤層位
soil humus 土壤腐植質
soil inorganic carbon, SIC 土壤無機碳
soil mass 土壤質量
soil mesofauna 土壤中型動物
soil microbial biomass C 土壤微生物量碳
soil moisture 土壤濕度
soil order 土綱
soil organic carbon, SOC 土壤有機碳
soil organic matter, SOM 土壤有機質
soil particle 土壤顆粒
soil penetration resistance 土壤穿刺阻力
soil process 土壤過程
soil profile 土壤剖面
soil properties 土壤性質
soil quality index 土壤品質指標
soil reaction 土壤反應
Soil Reference Group 土壤參考組
soil respiration 土壤呼吸
soil salinity 土壤鹽度
soil salinization 土壤鹽化
soil salinization and alkalinization 土壤鹽化和鹼化
soil saturation 土壤飽和度
soil sealing 土壤密封
soil series 土系
soil solution 土壤溶液
soil sub-order 土壤亞綱
soil subsidence 土壤下陷
soil substrate 土壤基質
Soil Survey Staff 美國新土壤分類系統
soil taxonomy 土壤分類
soil texture 土壤質地
soil water content 土壤含水量
soil water management 土壤水分管理
soil water movement 土壤水分移動

soil water potential 土壤水勢
soil water regime 土壤水分境況
soil water repellency 土壤斥水性
soil water storage 土壤儲水量
soil weathering 土壤風化作用
soil zone 土壤帶
soil-borne diseases 土傳性病害
soil-dwelling organisms 土壤生物
solid turbidity 固體濁度
solifluction 融凍泥流
soot 煙粒
sparse 稀疏
spatial heterogeneity 空間異質性
spatial pattern 空間格局
Special Protection Areas 特別保護區
species diversity 物種多樣性
species richness 物種豐富度
specific surface area, SSA 比表面積
Spent mushroom substrate 廢棄的菇類基質
Sphagnum farming 泥炭蘚種植（業）
spikelet 小穗
spillway 溢洪道
splining function 樣條函數
spontaneous vegetation 自生植被
spreader 撒佈機
sprinkler irrigation 噴灌
stand 林分
stand structure 林分結構
standard deviation, SD 標準差
standard error, SE 標準誤差
standing crop 生物現存量
standing water 靜水
state-factor model 狀態因子模型
stem volume 材積
sterility ratio 不稔率
stocking density (density of stocking) 林分密度（指樹木）／放養密度（指牲畜）
stocking rate 放養率
stoniness 含石率
stool 根株
storage 儲存
storm surges 風暴潮
stormwater 暴雨
strata 層
straw mulch 稻稈敷蓋
stream bank erosion 河岸侵蝕
strip cropping 帶狀耕作
strip intercropping 帶狀間作
strip planting 帶狀種植
strip tillage 帶狀耕犁
structural material 結構材料
stubble 殘茬
stump 殘幹
sub-angular 亞稜角
subgrade reaction, Ks 地基反力
subirrigation 地下灌溉
submerged vegetation 沉水植被
submergence 淹水
Subnatric yellow Sodosol 鈉質黃底土層
sub-arctic region 副北極地區
sub-humid steppes 半濕潤乾草原
sub-optimal 不是最佳的
subplot, sub-plot 副樣區
subsidence 下陷
subsistence agriculture 自給自足式農業
subsoil 底土
subsoiler 心土犁
sub-soiling 裏土耕犁
substratum 裏土層
subsurface drainage 地下排水
subsurface horizon 地下土層
subsurface irrigation 地下灌溉
subsurface soil 裏土
sub-surface water 地下水
successional agroforestry 演替的混農林業
successive rotations 連續輪作
sulfate 硫酸鹽
sulfur-coated urea 含硫尿素
super seeder 超級播種機
superactive 超活性
superficial tillage 淺層耕犁
superphosphate 過磷酸鈣
surface albedo 表面反照率
surface drainage (water) 地表排水
surface horizon 表面的土壤層位
surface irrigation 地面灌溉
surface level 表面水平面
surface mining 露天採礦
surface run-off 地面逕流
surface soil layer 表土層
surface water 地表水
susceptibility 易感性
suspended solid 懸浮固體
sustainability 永續性
Sustainable Cattle Ranching, SCR 永續畜牛業
Sustainable Development Goals, SDGs 永續發展目標
sustainable food 永續飲食
Sustainable Forest Management 永續森林管理
sustainable soil management 永續土壤管理
swamp 木本沼澤
swine manure, SM 豬糞肥
sylvopastoral system 混林牧系統
sylvopastoralism 混林牧業
symbiosis, symbiotic 共生
synergy, synergism, synergistic effect 協同效應
synthetic fertilizer 合成肥料
Syntropic Agriculture, SA 趨合農業
syntropy 負熵
System of Rice Intensification 水道強化系統

T

tablelands 臺地
talik 不凍層
taproot 主根
tap-rooted species 軸根物種
taxa, taxon, taxonmical group 分類群
tea plantation 茶園
teal carbon 藍綠碳
temperate bottomland forest 溫帶窪地森林
temperature regime 溫度狀況
temporal stability 時間穩定性
temporary grassland 短期草地
tepetate 灰蓋
terrace 梯田、階地
thermokarst lake 熱融喀斯特地形湖
thermophilic aerobic digestion 高溫耗氧消化
thermophilic composting 高溫
thermophilic phase 高溫階段
threshold value 閥值
thunderstorms 大雷雨
tidal forcing 潮汐力
tidal wetlands 潮汐濕地
tide-gate 防潮閘門

tillage 耕犁
tillage erosion 耕犁侵蝕
tillering 分蘖
timber leases 木材租賃
time history 時間歷程
tolerance 耐受性
top-dressing 追肥
topsoil 表土
torrential stream 急流河
total mixed ration 全混合日糧
toxicological risks 毒理風險
trace element 微量元素
trace gas 微量氣體
trace organic contaminant 微量有機污染物
track ballast 道碴
trafficability 通行性
transect 穿越線取樣調查
transhumance 季節移牧
transition town 轉型城鎮
transpiration 蒸散作用
transplanting 移植
tree canopy 樹冠
tree circumference 樹周長
tree line 樹線
tree plantation 樹木植栽
tropical dry forest 熱帶乾燥林
tropical moist forest, TMF; tropical humid forest 熱帶濕潤雨林
tropical rainforest, tropical wet forest 熱帶雨林
tuber crop 塊莖作物
tunnelling species 甬道型物種
turnover rate 轉換率
Tyurin’s method 丘林滴定法

U

undergrazing 放牧不足
understory 林下
undisturbed soil 未擾動土
Universal Soil Loss Equation, USLE 通用土壤流失公式
unlogged forest 未伐林
upper leaves 上位葉
urban agriculture 都市農業
urban forestry 都市林業
urban green infrastructure 城市綠色基礎建設
urban heat island effect / phenomenon 都市熱島效應
urban soil 都市土壤、城市土壤
urbanization 都市化
urea ammonium nitrate 尿素硝酸銨
urease 尿素酶
urease inhibitor 尿素酶抑制劑
usufruct right 使用權

V

vegetated swales 植被窪地
vegetation 植被
vegetative growth 營養生長
veldts 稀樹草原
vermicompost 蚓糞堆肥
vernal pool 季節性池塘
versatile multi-crop planter 多功能播種機
viticulture 葡萄種植
viviparous embryos 胎生胚胎
volatilization 揮發
volcanic tuff 火山凝灰岩
volumetric water content 體積含水量
voluntary market Standards 自願市場標準

W

water availability 可用水
water body 水體
water content 水含量
water conveyance 水道
water course 水道
water extraction 取水量
water filled-pore space, WFPS 充水孔隙
water filtration 水質過濾
water fluxes 水通量
water-holding capacity 保水力
water logging, waterlogging 積水（土），浸水（種植）
water purification 水淨化
water recharge 水補給
water redistribution 水分重新分布
water regulation 水份調節
water retention 保水性
water soluble nitrogen, WSN 水溶性氮
water stable aggregate 水穩定團粒
water stress 水逆境
water table 地下水位
water-level manipulation 水位操控
watershed 流域
watershed scale 集水區
water-soluble carbon content, SCW 水溶性碳含量
wave action 波浪作用
wave energy 波浪能
weather window 氣候窗
weathered schist 風化片岩
weed control 雜草防治
weeding 除草
wet combustion 濕式燃燒
wet season, WS 雨季
wetland 濕地
wheel rut 輪轍
wheel track 輪距
whips 長柳條
White pekin 白羽北京鴨
whole orchard recycling, WOR 全果園循環
whole-tree harvesting 全樹採伐
wildlife reserve 野生動物保護區
Willow Riparian Buffer System 柳樹河岸緩衝系統
wind damage 風害
windbreaks 防風林
windrow 乾草堆
wood biomass 林木生物量
woodfuel 木質燃料
woody debris 木質殘體
woody plant 木本植物

X

xenobiotic carbon 外源碳
xerothermic 乾熱的
xylanase 木聚醣酶

Y

yard waste 庭院廢棄物
young trees 幼樹

Z

zeolites 沸石
zero grazing 零放牧
zero tillage 零耕犁
zero-hunger 零飢餓
zone tillage 分區耕犁

動物、植物、微生物名稱

Abies alba 銀冷杉
Acacia 相思樹屬
Acacia auriculiformis 耳莢相思樹
Acacia koa 夏威夷相思樹
Acacia mangium 直幹相思
Acacia mearnsii 黑荊
Acacia tortilis 傘刺金合歡
Acanthus ilicifolius 老鼠簕
Acer 槭屬
Acer campestre 田槭
Acer monspessulanum 蒙彼利埃楓樹
Acer platanoïdes 挪威楓樹
Acer pseudoplantanus 岩槭
Achillea millefolium 蓍
Actinomycete 放線菌門
Adina cardifolia 心葉木
Agrostis palustris Huds. 翦股穎
air potatoes (*Dioscorea* spp. 山藥
Albizia 合歡屬
Albizia amara 阿拉瑪合歡
Albizia julibrissin 合歡樹
Aleppo pine 地中海松
alfalfa 紫花苜蓿
Alnus 赤楊屬
Alnus glutinosa 赤楊
Alnus nepalensis 尼泊爾赤楊
Alnus viridis 赤楊
Alopecurus aequalis (foxtail 看麥娘
aman rice 秋稻（雨季收成）
Amaranthus spp. 莧菜
ambrosia beetle 菌蠹蟲
Angus 安格斯牛
Arachis pintoi 蔓花生
arbuscular mycorrhizal fungi 叢枝菌根菌
Arbutus unedo 草莓樹
Ash tree 光蠟樹
Aspergillus sp. 曲黴菌屬
Asperula odorata 香豬殃殃
Astragalus sinicus (milk vetch) 紫雲英
Aus 夏稻
Avicennia sp. 海茄苳屬
Azobacter sp. 游離固氮菌
Azolla 滿江紅屬
bahiagrass (*Paspalum notatum)* 百喜草
Balanites aegyptiaca 埃及香脂樹
bald cypress (*Taxodium distichum*) 落羽松
beech 山毛櫸
berseem 埃及車軸草
Bidens pilosa 鬼針草
black locust 刺槐
black pine (*Pinus nigra*) 黑松
black spruce 黑雲杉
boro rice 冬稻（乾季收成）
Bos indicus 肩峰牛
Brachiaria 巴拉草
Brachypodium distachyon (purple false brome) 二穗短柄草
Brassica napus 西洋油菜
Bruguiera gymnorrhiza 木欖
Bubas bison 野牛糞金龜
Bubas bubalus 水牛糞金龜
Buchanania 山檨子屬
Buchanania latifolia 豆腐果
Buprestidae 吉丁蟲科
Calicotome villosa 刺金雀花
Calliandra 朱纓花屬
camelids 駱駝
Caragana 金雀花屬
Carex 薹草屬
Carica papaya 木瓜
Carisa edulis 假虎刺
Castanea sativa 歐洲栗
Castanopsis indica 印度苦櫧
Casuarina 木麻黃屬
Casuarina equisetifolia 木麻黃
cattail 香蒲
Cedrus deodara 喜瑪拉雅雪松
Cenchrus ciliaris 水牛草
Ceratonia siliqua 角豆樹
Ceriops decandra 細蕊紅樹
Chamaecyparis obtusa (Hinoki cypress) 日本扁柏
Chamaerops humilis 叢櫚
Charolais 夏洛萊牛
cherimoya 冷子番荔枝
Cistus ladanifer 膠薔樹
clover 三葉草
Coleoptera 鞘翅目
collembola 彈尾蟲
collembolans 彈尾蟲
common bean 長豇豆
common laburnum 毒豆
common reed 蘆葦
Copris 蜣螂屬甲蟲
cork oak 栓皮櫟
Corylus avellana 歐榛
cowpea 豇豆
Crataegus monogyna 單子山楂
creeping bentgrass 匍匐性小糠草
Cryptomeria japonica (Japanese cedar) 日本柳杉
Cucumis melo (Pickle Melon) 甜瓜
cv. *Gayatri* 水稻栽培種
cv. *Wuyunjing 7* 水稻栽培種
cyanobacteria 藍綠菌
Cynodon 狗牙根屬
Daphne gnidium 亞麻葉瑞香
Dendrocalamus spp. 牡竹屬
dhaincha (*Sesbania acculeata*) 刺田菁
Distichlis spicata 拉美海濱鹽草
Douglas-fir 花旗松
Drosera sp. 毛氈苔屬
dung beetle 糞金龜
durum wheat 杜蘭小麥
Dyera polyphylla (Jelutong) 南洋桐
Eleagnus 胡頹子屬
Empoasca flavescens (leafhopper) 小綠葉蟬 (葉蟬)
Enterolobium 象耳豆屬
Erythrina spp. 刺桐屬
Erythrophleum fordii 格木
eucalypt 桉樹
Eucalyptus 桉樹屬
Eucalyptus benthamii 本沁桉
Eucalyptus camaldulensis 赤桉
Eucalyptus dunnii 大桉
Eucalyptus globulus 藍桉
Eucalyptus urophilla grandis 尾葉桉x玫瑰桉雜交種桉樹
faba beans 蠶豆
Fagus sylvatica 歐洲山毛櫸
Faidherbia albida 白相思樹
Falcataria 南洋楹屬
Falcataria moluccana 南洋楹
fescue 狐草
Festuca arundinacea 葦狀羊茅
Festuca spp. 羊茅屬
Ficinia 球莎屬

fine fescue 細羊茅
Firmicutes 厚壁菌門
foxtail millet (*Setaria italica*) 小米
Fragaria vesca 野草莓
Fraxinus 梣屬
Fraxinus angustifolia 白蠟樹
Fraxinus excelsior 歐洲梣
Fraxinus floribunda 多花梣
Fraxinus ornus 花白蠟樹
Gatton panic 大黍
Geotrupes spiniger 脊糞金龜
Gliricidia 格力豆屬
Glycine max 大豆
gram 鷹嘴豆
gramineous 禾本科的
grand fir 大冷杉
grass pea 家山黧豆
Helichrysum stoechas 法國蠟菊
Hinoki cypress (*Chamaecyparis obtusa*) 日本扁柏
holm oak 冬青櫟
Holstein 霍爾斯坦牛
Hypericum perforatum 貫葉連翹
illipe nut 娑羅樹果
Inga edulis 印加毛竹
Japanese cedar (*Cryptomeria japonica*) 日本柳杉
Japonica Shennong 265 水稻栽培種
Jatropha curcas 桐油樹
Jelutong (*Dyera polyphylla*) 南洋桐
Juglans regia 胡桃樹
jute 黃麻
Kentucky bluegrass (*Poa pratensis*) 肯塔基藍草
Laucaena leucocephala 銀合歡
leafhopper (*Empoasca flavescens*) 小綠葉蟬 (葉蟬)
legume 豆類
lentil 小扁豆
Leucaena 銀合歡屬
Leucaena diversifolia 異葉銀合歡
lima bean (*Phaseolus lunatus*) 皇帝豆
Lolium multiflorum 多花黑麥草
Lolium perenne 黑麥草
Lomandra 多鬚草屬
lucerne 紫花苜蓿
lupin 羽扇豆
Medhuka indica 紫荊木
Melilotus officinalis 甜苜蓿
Metasequoia glyptostroboides 水杉
Metroxylon sagu 西穀椰子
milk vetch (*Astragalus sinicus*) 紫雲英
millipede 馬陸
Morus spp. 桑葚
Myrica esculenta 毛楊梅
nutsedge 香附子
Nypa frutica 水椰
Olea europaea 油橄欖
Onthophagus vacca 牛糞金龜
Oomycete 卵菌類
oribatid mite 甲蟎
Oribatida 甲蟎
Oribatida acari 蟎蟲
Oryza spp. 稻屬
palisade grass 信號草
Panicum maximum 大黍
Paspalum Peronospora 霜霉屬
Phalaris arundinacea (reed canary grass) 鷸草
Phaseolus lunatus (lima bean) 皇帝豆
Phleum pratense (timothy) 貓尾草
Phlomis purpurea 紫花糙蘇
Phragmites 蘆葦屬
Phragmites australis 蘆葦
Picea abies 歐洲雲杉
Pickle Melon (*Cucumis melo*) 越瓜
Pinus elliottii (slash pine) 濕地松
Pinus halepensis 地中海松
Pinus nigra (black pine) 歐洲黑松
Pinus pinaster 海岸松
Pinus roxburghii 西藏長葉松
Pinus sylvestris 歐洲赤松
Pinus taeda 火炬松
Pistacia lentiscus 乳香黃連木
Platypus cylindrus 柱體長小蠹
Pleurotus ostreatus 秀珍菇
Poa pratensis (Kentucky bluegrass) 草地早熟禾
poplar 白楊樹
Populus deltoides 美洲黑楊
Populus nigra 黑楊
Populus trichocarpa 灰楊樹
Populus x canadensis 加楊
Prosopis juliflora 牧豆樹
Proteobacteria 變形菌門
Prunus africana 非洲臀果木
Prunus avium 歐洲甜櫻桃
Pseudotsuga menziesii 花旗松
Psoralea bituminosa 松豆
purple false brome (*Brachypodium distachyon*) 二穗短柄草
Quecus pubescens 柔毛櫟
Quercus 櫟屬
Quercus bicolor 黃背櫟
Quercus cerris 土耳其櫟
Quercus ilex subsp. *rotundifolia* 冬青櫟
Quercus macrocarpa 大果櫟
Quercus pyrenaica 比利牛斯櫟
Quercus robur 夏櫟
Quercus rotundifolia 冬青櫟
Quercus suber 西班牙栓皮櫟
red clover 紅花三葉草
reed canary grass (*Phalaris arundinacea*) 鷸草
Rhizophora mangle 美國紅樹
Rhizophora spp. 紅樹屬
Rhododendron arboreum 樹形杜鵑
Rubia peregrina 茜草藤
Rubus hirtus 黑梅
rye 黑麥
ryegrass 黑麥草
Saccharum spp. 甘蔗屬
sago 西谷米
Salix caprea 黃花柳
Salix dasyclados 毛枝柳
Salvadora persica 芥末樹
Sangiovese 山吉歐維榭葡萄
Santolina chamaecyparissus 棉杉菊
Schima wallichii 西南木荷
Scotch pine 歐洲赤松
sedge 莎草
sedge peat 蘆葦泥炭
Sedum 景天屬
Senna siamea 鐵刀木
Sesbania 田菁屬
Sesbania acculeata (dhaincha) 刺田菁
Sesbania sesban 印度田菁
Setaria italica (foxtail millet) 小米
Shorea robusta 娑羅樹
Shorea spp. 娑羅屬
signalgrass 信號草

silver carp 白鰱
silver lime 銀毛椴
slash pine (*Pinus elliottii*) 濕地松
Sonneratia alba 杯萼海桑
Sonneratia caseolaris 海桑
Spartina patens 鹽草甸米草
Sphagnum sp. 泥炭蘚
spike grass 北美穗草屬
spring wheat 春小麥
spruce 雲杉
Stachys officinalis 藥水蘇
Striga 獨腳金屬草
subclover 地果三葉草
sugar beet 甜菜
sugar maple 糖楓
switchgrass 柳枝稷
Syrah 西拉葡萄品種
Syzygium cumini 閻浮樹
tall grass 高莖草
Taxodium distichum (bald cypress) 落羽松
teff 畫眉草
Terminalia alata 欖仁樹
thorn apple 曼陀羅花
Tilia x europaea 西洋椴
timothy (*Phleum pratense*) 提摩西草
Trichoderma 木黴菌
Triticum aestivum 小麥
turfgrass 草坪草
turmeric (*Curcuma longa*) 薑黃
Typha 香蒲屬
Typha angustifolia 狹葉香蒲
Typha latifolia 寬葉香蒲
Ud. nipponensis (*Unio douglasiae nipponensis*) 圓頂珠蚌
Urochloa 尾稃草屬
v. *Japonica* 水稻栽培種
vetch 野豌豆
Vicia villosa 長柔毛野豌豆
Vitellaria paradoxa 乳油木
Wabugia ugandensis 烏干達十數樟
western hemlock 加州鐵杉
western red cedar 美西側柏
wild cherry 野櫻桃
winter wheat 冬小麥
yellow birch 黃樺
Zea mays 玉米

土壤名稱

Abruptic 質地突變
Abruptic Argiudoll 質地突變黏聚濕潤黑沃土
Abruptic Clayic Luvisol 質地突變黏質黏移土
acid sulfate soils 酸性硫酸鹽土
Acidic Red lateritic 酸性紅色磚紅壤
Acrisol 強淋溶土
Acrudoxic 終育濕潤氧化型
Acrustox 終育暫乾氧化土
Aquertic Argiudoll 浸水膨轉黏聚濕潤黑沃土
aeolian soil 風積土
Aeric Albaquept 通氣漂白浸水弱育土
Aeric Endoaquepts 通氣飽和浸水弱育土
Aeric Eutrochrept 通氣高鹽基淡色弱育土
Aeric Haplaquept 通氣簡育浸水弱育土
Albic Luvisol 漂白黏移土
Albic Podzol 漂白灰壤
Alfic Udivitrand 淋溶濕潤玻璃質灰燼土
Alfisol 淋溶土 Alisol 高活性聚鋁土
alluvial soil 沖積土
Andic Cambisol 火山灰變育土
Andic Haplumbrepts 火山灰簡育黑瘠弱育土
Andisol 灰燼土
Andosol 灰燼土
Anthroportic Udorthents (Anthropic Udorthents) 人為濕潤正常新成土
Anthrosols 人為土
Aqualfs 浸水淋溶土
Aquept 浸水弱育土
Aquic Argiudoll 浸水黏聚濕潤黑沃土
Aquic Paleudalf 浸水老育濕潤淋溶土
Aquolls 浸水黑沃土
arenic 砂質型
Arenic Cambisol 砂質變育土
arenic Kandiudults 砂質高嶺濕潤極育土
Arenosol 砂質土
Argic Chromudert 黏聚高色度濕潤膨轉土
Argic Haplustalfs 黏聚簡育暫乾淋溶土
Argic Pelludert 黏聚低色度濕潤膨轉土
Argiudoll 黏聚濕潤黑沃土
Argiustoll 黏聚暫乾黑沃土
Aridic Argiustolls 乾旱黏聚暫乾黑沃土
Aridic Luvisol 乾燥黏移土
Aridic Regosol 乾燥風積土
Aridisol 旱境土
Artifactic soils 人工土
Ashy silt loam 火山灰坋質壤土
Brunic Arenols Tephric 變育灰燼砂質土
Brunic Dystric Arenosol 變育低鹽基砂質土
Brunisols 棕壤
Calcaric Cambisol 聚鈣變育土
Calcaric Fluvisol 聚鈣沖積土
Calcaric Technosol 聚鈣科技土
Calcic Gleysol 聚鈣灰黏土
Calcic Vertisols 聚鈣膨轉土
Calcisol 鈣積土
Calcisol Hypercalcic 高鈣鈣積土
Calcisol Hypocalcic 低鈣鈣積土
Cambic 變育型
Cambic Calcisol 變育鈣積土
Cambic Umbrisol 變育黑瘠土
Cambisols 變育土
cement 膠結
Chernic horizon 暗黑土層
Chernozem, Chernossolo 黑鈣土
Chromic 高色度
Chromic Arenosol 高色度砂質土
Chromic Luvisol 高色度黏移土
Chromic Vertisol 高色度膨轉土
Chromustert 高色度暫乾膨轉土
Clay loam 黏質壤土
coarse textured soil 粗質地土壤
coarse-loamy 粗質–壤質
coarse-loamy over sandy 砂土上粗質–壤質
Combustic soils 燃燒灰土
Crimson soil 緋紅土
Cryogenic soil 低溫土壤
dammed soil 堰塞土土壤
Dark Grey Cherno-zemic 深灰色黑鈣土

Densic Planosols 壓實黏盤土
Dermosol 脆軟土 Durisol 硬盤土
Durudands 硬磐濕潤灰燼土
Dystrandept 低鹽基灰燼弱育土
Dystric Cambisol 低鹽基變育土
dystric nitosols 低鹽基黏亮土
Dystrochrepts 低鹽基淡色弱育土
Dystropepts 低鹽基弱育土
Dystroxerept 低鹽基夏旱弱育土
Endoaquept 飽和浸水弱育土
Entic 新成
Entic Hapludept 新成簡育濕潤弱育土
Entic Hapludoll 新成簡育濕潤黑沃土
Entic Haplustoll 新成簡育暫乾黑沃土
Entic Umbric Podzol 普通黑瘠灰壤
Entisol, Neossolo 新成土
eolian-loessic 風成黃土
epileptic 連續岩層
Epileptic Cambisol 表連續岩層變育土
Epileptic Phaeozem 表連續岩層灰鈣土
Epileptic Regosol 表連續岩層風積土
Eutric 高鹽基
Eutric Cambisols 高鹽基變育土
Eutric Escalic Anthrosol 高鹽基階地人為土
Eutric Gleysol 高鹽基灰黏土
Eutric Leptosol 高鹽基磚紅土
Eutric Regosol 高鹽基風積土
Eutrudox 高鹽基濕潤氧化土
expanding clay 膨脹性黏土
felsic 長英質
Ferralic Arenosols 鐵鋁砂質土
Ferralsol 鐵鋁土
Ferric 鐵質
Ferric Lixisols 鐵質淋餘土
Ferric Luvisol 鐵質黏移土
fine earth 細質土
Flinty clay loam 細質黏壤土
Fluventic 沖積
Fluventic Dystropepts 沖積低鹽基弱育土
Fluvents 沖積新成土
Fluvi-Aquic 沖積–浸水的
Fluvisol 沖積土
Fulvi-Calcaric Cambisol 沖積聚鈣變育土
fulvudands 沖積濕潤灰燼土
Gelisols 冰凍土
gley 潛育土
Gleyed Solonetzic Black Chernozemic soils 潛育鹼性黑鈣土
Gleysols 灰黏土
Gray Luvisol 灰色黏移土
Grey Terrace soil 灰色階地土
gypsiferous soil 石膏質土壤
Haplaquolss 簡育浸水黑沃土
Haplic 簡育型
Typic Haplustalf 典型簡育暫乾淋溶土
Typic Haplustept 典型簡育暫乾弱育土
Typic Haplustoll 典型簡育暫乾黑沃土
Typic Hydraquent 典型多水浸水新成土
Haplic Calcisol 簡育鈣積土
Haplic Gypsisol 簡育石膏土
Haplic Kastanozem 簡育栗鈣土
Haplic Phaeozem 簡育灰鈣土
Haplic planosol 簡育黏盤土
Haplocalcid 簡育聚鈣旱境土
Haplorthod 簡育正常淋澱土
Haploxeralf 簡育夏旱淋溶土
Hapludalf 簡育濕潤淋溶土
Hapludands 簡育濕潤灰燼土
Hapludoll 簡育濕潤黑沃土
Hapludox 簡育濕潤氧化土
Haplumbrept 簡育黑瘠弱育土
Haplustept 簡育暫乾弱育土
Haplusterts 簡育暫乾膨轉土
Haplustoll 簡育暫乾黑沃土
Haplustoll 簡育暫乾黑沃土
heavy clay soils 重黏土
heavy loam 重壤土
hiperhumics Leptosols 高腐植質磚紅土
Histels 有機永凍土
histic 有機質
histic Gleysol 有機浸水灰化土
histic epipedons 有機表育土
Histosols 有機質土
Hortic horizon 厚熟土層
Hortic Gleysol 久耕灰黏土
Humic Andosols 腐植質灰燼土
Humic clayic Phaeozem 腐植質黏質灰鈣土
Humic Gleysol 腐植質灰黏土
Humic substance 腐植質
Hydrandepts 多水灰燼弱育土
Hydromorphic Soil 水成土
Hydrudands 多水濕潤灰燼土
hyperdistric Luvisols 低鹽基黏移土
hypersodic 高鹼基
Hyperthermic Endoaquept 高溫飽和浸水弱育土
Haploxeroll 簡育夏旱黑沃土
Inceptisol Aeric Haplaquept 通氣簡育浸水弱育土
Inceptisols 弱育土
Isohumosols 均腐土
Kandic Rhodustalfs 高嶺暗紅暫乾淋溶土
Kandiudults 高嶺濕潤極育土
Kandosol 康狄土
Kanhapludult 高嶺簡育濕潤極育土
kaolinitc 高嶺型
Kaolinitic oxisol 高嶺石氧化土
Kastanozem 栗鈣土
Kurosol 庫魯土
Latosol, Oxisols (USDA), Ferralsols (WRB) 磚紅土
Leptosol 磚紅土
lithic 石質
Lithic Dystrochrepts 石質低鹽基淡色弱育土
Lixisol 淋餘土
Loam 壤土
Loamic 壤質
Loamy 壤質
Loamy sand 壤質砂土
Loamy silty clay 壤質坋黏土
loamy soil 壤土
loamy texture 壤質質地
loamy-skeletal 壤質–石礫質
loess 黃土
loess loam 黃壤
Luvic arenosols 淋溶砂質土
Luvic Chernozems 淋溶黑鈣土
Luvic Phaozem 淋溶灰鈣土
Luvisol 黏移土
Luvisol Calcic 聚鈣黏移土
Mollic horizon 黑沃土層
Mollisols 黑沃土
Nitisol 黏亮土
Nitisols 黏亮土
ochric 淡色的
Ordinary chernozem 普通黑鈣土
Orthels 正常永凍土
Orthic Ferralsol 正常鐵鋁土
Orthic Luvisol 正常黏移土
Oxisols 氧化土

Paleudol petrocálcico 石化聚鈣老育濕潤黑沃土
Paleudult 老育濕潤極育土
Peat soil 泥炭土
pellic-mazic 低色度堅硬表層
PellicVertisol 低色度膨轉土
Permafrost 永凍土
Petric Calcisols 膠結聚鈣土
Petrocalcic Paleudoll 石化聚鈣老育濕潤黑沃土
Petrocalcic Paleustoll 石化聚鈣老育暫乾黑沃土
Phaeozem 灰鈣土
Planosols 黏盤土
Plinthic Luvisol 鐵網紋黏移土
Plinthic Paleudult 鐵網紋老育濕潤極育土
Podzol 灰壤
podzolic 灰化
Pretic horizon 普雷塔土層
Pretrocalcic Argiudoll 石化聚鈣黏聚濕潤黑沃土
Pretrocalcic Paleudoll 石化聚鈣老育濕潤黑沃土
Profondic Stagnic Luvisols 強發育滯水黏移土
Quaternary red clay 第四紀紅色黏土
Red soil 紅土
Red Yellow Latosol 紅黃色磚紅土
Regosol 風積土
Rendzic Clayic Phaeozem 黑色石灰黏質灰鈣土
Rendzic Leptosol 黑色石灰磚紅土
Rhodic 暗紅
Rhodic Eutrudox 暗紅高鹽基濕潤氧化土
Rhodic Hapludox 暗紅簡育濕潤氧化土
Rhodic Kandiudox 暗紅高嶺濕潤氧化土
Rhodic Nitisol 暗紅黏亮土
Rhodoxeralfs 暗紅夏旱淋溶土
Rudosol 初育土
Saline soil 鹽土
sandy clay loam 砂質黏壤土
sandy loam 砂質壤土
sandy soil 砂土
Silandic 火山灰質
Silandic Andosol 火山灰質灰燼土
Silt loam 坋質壤土
Silty clay 坋質黏土
silty clay loam 坋質黏壤土
Silty loam 坋質壤土
Skeletic 石礫質
Skeletic Technosol 石礫質科技土
smectitic 膨潤的
Sodic 鹼化
Sodic Soil 鹼土
Sodosol 鈉質土
Solonchaks 鹽土
Solonetz Black
Castanozem 鹼性黑鈣土
Spodosol 淋澱土
Spolic soils 工程廢棄土
Stagnosol 淹水土
Subnatric yellow Sodosol 鈉質黃底土層
Sulfaquents 含硫浸水新成土
Technosol 科技土
Tenosol 脆軟土
Thapto-Histic Hydraquent 下層有機質多水浸水新成土
Troposamment 熱帶砂質新成土
Turbels 擾動凍土
typic 典型
Typic Aquisalid 典型浸水鹽聚旱境土
Typic Argiaquoll 典型黏聚浸水黑沃土
Typic Argiudoll 典型黏聚濕潤黑沃土
Typic Calcixerept 典型聚鈣夏旱弱育土
Typic Chromustert 典型高色度暫乾膨轉土
Typic Dystrudepts 典型低鹽基濕潤弱育土
Typic Fluaquent 典型沖積浸水新成土
Typic Haplorthod 典型簡育正常淋澱土
Typic Haploxeralf 典型簡育夏旱淋溶土
Typic Hapludalf 典型簡育濕潤淋溶土
Typic Hapludert 典型簡育濕潤膨轉土
Typic Hapludoll 典型簡育濕潤黑沃土Typic Kandiudults 典型高嶺濕潤極育土
Typic Kanhapludults 典型高嶺簡育濕潤極育土
Typic Paleudalf 典型老育濕潤淋溶土
Typic Paleudult 典型老育濕潤極育土
Typic Tropudults 典型熱帶濕潤極育土
Typic Udipsamments 典型濕潤砂質新成土
Typic Xeropsamments 典型夏旱砂質新成土
Typical Hapludalfs 典型簡育濕潤淋溶土
Typical Hapludox 典型簡育濕潤氧化土
Udolls 濕潤黑沃土
Udorthent 濕潤正常新成土
Ultisol 極育土
Umbric horizon 黑瘠土層
umbric Lithosol 黑瘠石質土
Umbrisol 黑瘠土
Ustipsaments 暫乾砂質新成土
Ustochrepts 暫乾淺色弱育土
Ustollic Haplargid 暫乾黑沃簡育黏聚旱境土
Ustolls 暫乾黑沃土
Vertic 膨轉
Vertic Argiudolls 膨轉黏聚濕潤黑沃土
Vertic Calcixeroll Clay 膨轉聚鈣夏旱黑沃黏土
Vertic Cambisol 膨轉變育土
Vertic Endoaquepts 膨轉飽和浸水弱育土
Vertic Haploxeroll 膨轉簡育夏旱黑沃土
Vertisols, Vertissolo 膨轉土
virgin soil 處女土
Vitrixerands 玻璃質夏旱灰燼土
volcanic soils 火山灰土
xeralfs 夏旱淋溶土
Xeric Calcigypsid 夏旱聚鈣石膏旱境土
Xerochrept 夏旱淡色弱育土
Xerofluvents 夏旱沖積新成土
Yedoma 更新世多年凍土

主要參考資料

1. 「雙語詞彙、學術名詞暨辭書資訊網」，國家教育研究院（https://terms.naer.edu.tw）。
2. 《普通土壤學》（1987），國立臺灣大學農業化學系張仲民編著。
3. 《土壤學名詞辭典》（1982），許勝貞主編。
4. 《英漢園藝學辭典》（1995），國立臺灣大學園藝學系康有德主編。
5. 「植物檢疫詞彙中英對照表 - 檢疫篇」（2005），農業委員會動植物防疫檢疫局。

NOT FOR SALE 非賣品

聯合國糧食及農業組織2021年9月出版
正瀚生技股份有限公司2022年3月翻譯與印刷

本中文譯本非由聯合國糧食及農業組織（FAO）所製作，乃由正瀚生技負責翻譯製作，FAO 對此譯本中文表達的準確性不具責任，準確性以 FAO 英文原版為主。

正瀚生技股份有限公司
CH Biotech R&D Co., LTD.

540 南投縣南投市文獻路89號
No. 89, Wenxian Rd., Nantou City, Nantou County 540, Taiwan (R.O.C.)
TEL: +886-49-7009198 E-mail: info@chbio.com.tw https://www.chbio.com.tw

全球土壤合作計畫

全球土壤合作計畫(GSP)成立於2012年，是全球公認的體制。 我們的使命是透過集體行動，將土壤納入全球議程。我們的主要目標是推廣永續土壤管理(SSM)和改善土壤治理，以確保土壤的健康和生產力，我們也支援提供必要的生態系統服務，以實現糧食安全和改善營養、調適和減緩氣候變遷，以及永續發展。

Thanks to the financial support of

European Commission

Ministry of Finance of the Russian Federation