



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

全球土壤再固碳

推薦管理措施之技術手冊

實務措施
概述



第 5 冊

森林、濕地和
都市土壤

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 5 冊

全球土壤再固碳 推薦管理措施之技術手冊

實務措施
概述



森林、濕地和都市土壤

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5冊：森林、濕地和都市土壤 - 實務措施概述。羅馬，FAO。<https://doi.org/10.4060/cb6606en>

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 978-92-5-134900-7

© 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，保障人們有優質高質的糧食安全，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

吳正瀚

目錄

| | |
|---|------------|
| 森林管理和造林 | 1 |
| 土壤擾動 | 2 |
| 1. 限制土壤擾動和減少衝擊的採伐系統 (reduced impact logging) | 2 |
| 土壤覆蓋 | 13 |
| 2. 連續覆蓋林業 (continuous cover forestry, CCF) 和延長輪伐期 | 13 |
| 3. 殘體保留 (residue retention) | 22 |
| 養分管理 | 33 |
| 4. 包含固氮物種 (inclusion of N fixing species) | 33 |
| 5. 森林施肥作業 | 51 |
| 森林復育 | 66 |
| 6. 森林新植造林、更新造林和天然更新 | 66 |
| 7. 修復受野火影響的森林土壤 | 88 |
| 8. 森林地景復育 | 107 |
| 濕地 | 122 |
| 濕地管理 | 123 |
| 9. 避免土地轉換和濕地保育 | 123 |
| 10. 濕地修復 (補水和促進植物生長) | 147 |
| 重要濕地生態系統 | 161 |
| 泥炭地 | 161 |
| 11. 保護原始泥炭地和避免泥炭地的流失 | 161 |
| 12. 泥炭地的復育 | 169 |
| 13. 濕地種植 | 179 |

| | |
|-------------------------------------|----------------|
| 紅樹林和有機森林土壤 | 190 |
| 14. 紅樹林復育 | 190 |
| 15. 沿海和內陸的有機淡水森林復育 | 199 |
| 稻田 | 212 |
| 16. 稻田水位管理 | 212 |
| 17. 稻稈殘體管理 | 229 |
| 18. 適應鹽分的水稻品種選擇 | 246 |
| 19. 以水稻為基礎的整合農業系統 | 252 |
| 都市土壤與基礎設施 | 279 |
| 都市的基礎設施 | 280 |
| 20. 花園、公園和草坪的管理 | 280 |
| 21. 生物滯留系統 (Bioretention systems) | 294 |
| 22. 綠屋頂 (Green roofs) | 304 |
| 都市農業 | 313 |
| 23. 都市農業 | 313 |
| 都市林業 | 328 |
| 24. 都市林業 | 328 |

表目錄

| | |
|--|-----|
| 表1. 土壤威脅 | 4 |
| 表2. 採用該措施的潛在障礙 | 6 |
| 表3. 土壤威脅 | 15 |
| 表4. 採用該措施的潛在障礙 | 17 |
| 表5. 採伐後殘體保留的土壤有機碳庫存變化研究 | 23 |
| 表6. 土壤威脅 | 24 |
| 表7. 採用該措施的潛在障礙 | 27 |
| 表8. 增加固氮樹種土壤有機碳庫存變化情況報告 | 35 |
| 表9. 土壤威脅 | 37 |
| 表10. 土壤威脅 | 39 |
| 表11. 採用該措施的潛在障礙 | 42 |
| 表12. 第4冊和第6冊中的相關案例研究 | 43 |
| 表13. 養分添加的土壤有機碳庫存變化情況報告 | 53 |
| 表14. 土壤威脅 | 54 |
| 表15. 土壤威脅 | 55 |
| 表16. 採用該措施的潛在障礙 | 59 |
| 表17. 新植造林後的土壤有機碳儲量變化情況報告 | 69 |
| 表18. 土壤威脅 | 72 |
| 表19. 土壤威脅 | 75 |
| 表20. 採用該措施的潛在障礙 | 77 |
| 表21. 第4冊和第6冊中的相關案例研究 | 79 |
| 表22. 據報導在不同環境下受森林火災影響的土壤在敷蓋處理後土壤有機碳庫存的變化情況 | 91 |
| 表23. 火災後秸稈敷蓋對土壤物理、物理化學、化學、生物化學和微生物性質的短期影響的研究結果，在不同生物群落和氣候條件下進行分析 | 94 |
| 表24. 土壤威脅 | 97 |
| 表25. 採用該措施的潛在障礙 | 100 |
| 表26. 第4冊和第6冊中的相關案例研究 | 102 |
| 表27. 整個地景的森林地景復育實例 | 108 |
| 表28. 各氣候區和地理區域應優先改善地景功能土壤的森林地景復育區域 | 109 |
| 表29. 森林地景復育計畫的土壤有機碳儲量變化情況報告 | 110 |

| | |
|---|-----|
| 表30. 土壤威脅 | 111 |
| 表31. 採用該措施的潛在障礙 | 114 |
| 表32. 世界各地沿海和淡水保護濕地的土壤有機碳庫存變化情況報告 | 126 |
| 表33. 土壤威脅 | 130 |
| 表34. 採用該措施的潛在障礙 | 134 |
| 表35. 第4冊和第6冊中的相關案例研究 | 137 |
| 表36. 濕地復育的土壤有機碳庫存變化情況報告 | 149 |
| 表37. 土壤威脅 | 150 |
| 表38. 土壤威脅 | 152 |
| 表39. 採用該措施的潛在障礙 | 154 |
| 表40. 第4冊和第6冊中的相關案例研究 | 156 |
| 表41. 土壤威脅 | 163 |
| 表42. 採用該措施的潛在障礙 | 166 |
| 表43. 土壤威脅 | 171 |
| 表44. 採用該措施的潛在障礙 | 175 |
| 表45. 第4冊和第6冊中的相關案例研究 | 176 |
| 表46. 土壤威脅 | 181 |
| 表47. 採用該措施的潛在障礙 | 184 |
| 表48. 第4冊和第6冊中的相關案例研究 | 186 |
| 表49. 復育紅樹林的土壤有機碳庫存的變化情況報告 | 191 |
| 表50. 土壤威脅 | 192 |
| 表51. 土壤威脅 | 193 |
| 表52. 採用該措施的潛在障礙 | 194 |
| 表53. 第4冊和第6冊中的相關案例研究 | 195 |
| 表54. 研究或模型運行期間，恢復的退化泥炭地潛在減少的排放和土壤有機碳庫存變化的報告 | 201 |
| 表55. 土壤威脅 | 203 |
| 表56. 土壤威脅 | 204 |
| 表57. 採用該措施的潛在障礙 | 206 |
| 表58. 水位管理用的土壤有機碳庫存和土壤有機碳庫存變化報告 | 215 |
| 表59. 土壤威脅 | 217 |
| 表60. 根據水位管理（連續浸水與乾濕交替或噴灑灌溉）做的溫室氣體排放和全球暖化潛勢比較 | 219 |
| 表61. 土壤威脅 | 221 |

| | |
|--|-----|
| 表62. 採用該措施的潛在障礙 | 223 |
| 表63. 第4冊和第6冊中的相關案例研究 | 225 |
| 表64. 稻稈殘體管理所報告的土壤有機碳庫存變化情況 | 232 |
| 表65. 土壤威脅 | 234 |
| 表66. 土壤威脅 | 237 |
| 表67. 根據摻入的殘體類型的溫室氣體排放和全球暖化潛勢 | 238 |
| 表68. 採用該措施的潛在障礙 | 242 |
| 表69. 第4冊和第6冊中的相關案例研究 | 242 |
| 表70. 採用該措施的潛在障礙 | 249 |
| 表71. 全球不同地區盛行以水稻為基礎的整合農業系統 | 259 |
| 表72. 以水稻為基礎的整合農業系統對土壤有機碳庫存變化情況的報告 | 261 |
| 表73. 土壤威脅 | 263 |
| 表74. 稻-魚整合農業系統中不同的氣候變化適應和緩解的方法 | 266 |
| 表75. 土壤威脅 | 269 |
| 表76. 採用該措施的潛在障礙 | 272 |
| 表77. 公園、花園和草坪管理的土壤有機碳庫存變化報告 | 282 |
| 表78. 土壤威脅 | 283 |
| 表79. 土壤威脅 | 285 |
| 表80. 採用該措施的潛在障礙 | 288 |
| 表81. 第4冊和第6冊中的相關案例研究 | 291 |
| 表82. 生物滯留系統的土壤有機碳庫存變化報告 | 296 |
| 表83. 土壤威脅 | 297 |
| 表84. 土壤威脅 | 298 |
| 表85. 採用該措施的潛在障礙 | 300 |
| 表86. 綠屋頂的土壤有機碳庫存的變化報告 | 306 |
| 表87. 土壤威脅 | 307 |
| 表88. 土壤威脅 | 308 |
| 表89. 採用該措施的潛在障礙 | 310 |
| 表90. 第4冊和第6冊中的相關案例研究 | 310 |
| 表91. 兩種都市農業試驗的土壤有機碳庫存變化報告 | 315 |
| 表92. 土壤威脅 | 316 |
| 表93. 土壤威脅 | 318 |

| | |
|---|-----|
| 表94. 採用該措施的潛在障礙 | 321 |
| 表95. 第 4 冊和第 6 冊中的相關案例研究 | 324 |
| 表96. 不同地區的城市森林土壤有機碳庫存變化情況的報告 | 330 |
| 表97. 土壤威脅 | 331 |
| 表98. 土壤威脅 | 333 |
| 表99. 採用該措施的潛在障礙 | 335 |
| 表100. 表 100. 第 4 冊和第 6 冊中的相關案例研究 | 337 |

圖目錄

| | |
|--|-----|
| 圖1. 數值高程模型（基於雷達）顯示出使用 23 噸集材貨車與使用架線集材系統進行採伐作業的土壤影響 | 8 |
| 圖2. 調節二氧化碳、甲烷和氧化亞氮產生和消耗對升高氮的反應潛在機制 | 57 |
| 圖3. (a) 不同氣候區和 (b) 不同類型樹種造林後土壤有機碳庫存的變化 | 68 |
| 圖4. 為修復被火燒的森林生態系統而採取的恢復和復原策略的時空背景 | 90 |
| 圖5. 全球森林地景復育的機會 | 109 |
| 圖6. 全球復濕情境下泥炭地的溫室氣體排放效果，以及相關的射頻 (radiative forcing, RF) 和全球暖化效應 | 173 |
| 圖7. 溫帶泥炭地的溫室氣體排放的全球暖化潛勢值、年平均地下水位和土地利用措施之間的關係 | 180 |
| 圖8. 有助於資源流動（即從一個企業到另一個企業）的途徑，描繪出有利於提高家庭食品和收入的協同效應與互惠共生 | 253 |
| 圖9. 以多層水稻為基礎的整合農業系統 | 255 |
| 圖10. 水稻–魚–鴨子之間的共生關係給所有實體帶來最大的互利 | 256 |
| 圖11. 以稻–魚–鴨–滿江紅為基礎的潛在共生關係和協同效應的框架 | 256 |
| 圖12. 稻–稻種植系統中，水稻、魚和鴨子的施作週期圖 | 257 |
| 圖13. 水稻整合農業系統的甲烷和氧化亞氮排放示意圖，以及鴨和魚對減少全球暖化潛勢的協同效果 | 267 |
| 圖14. 生物滯留系統示意圖 | 295 |
| 圖15. 綠屋頂組成示意圖 | 304 |

照片目錄

| | | |
|-------|--|-----|
| 照片1. | 奧地利 (左上) 和法國 (右上) 的慣行集材機採伐對土壤的擾動 (車轍形成和土壤壓實)。奧地利阿爾卑斯山的架線集材作業 (下) | 7 |
| 照片2. | 根據連續覆蓋林業原則管理的成熟花旗松 (Douglas fir) 林分 · 林下生長著混合針葉樹，包括洋松、加州鐵杉 (western hemlock)、美西側柏 (western red cedar) 和大冷杉 (grand fir) · 英國及北愛爾蘭的坎布里亞郡庫姆斯森林 (Coombs Wood, Cumbria) | 18 |
| 照片3. | 桉樹種植場的樹幹採伐 | 28 |
| 照片4. | 在婆羅洲沙勞越 (Sarawak) 的民都魯 (Bintulu) 附近種植的直幹相思樹 (馬來西亞) | 43 |
| 照片5. | 在巴西里約熱內盧附近的低地雨林中，成功地進行了混合物種新植造林 | 78 |
| 照片6. | 西班牙西北部加利西亞野火後的直升機秸稈覆蓋應用 | 101 |
| 照片7. | 美國加州森林天然更新 | 116 |
| 照片8. | 中國桂林鑲嵌式地景 | 116 |
| 照片9. | 越南廣寧市紅樹林的復育 | 117 |
| 照片10. | 哥倫比亞琴迪歐多層混農林業的遮蔭咖啡 | 117 |
| 照片11. | 改造後的濕地—澳洲昆士蘭被抽乾的濕地被用於放牧 (上圖) 以及緬甸在改造為養殖漁業過程中衰退的紅樹林 (下圖) | 135 |
| 照片12. | 澳洲昆士蘭的潮汐濕地保護—紅樹林 (<i>Ceriops</i> sp. · 上圖) 和潮汐沼澤 (<i>Sarcocornia</i> sp. · 下圖) | 136 |
| 照片13. | 澳洲昆士蘭的淡水濕地保護 (<i>Juncus</i> sp. 和 <i>Melaleuca quinquenervia</i>) | 137 |
| 照片14. | 中國三江平原七星河國家自然保護區的濕地復育計畫 | 155 |
| 照片15. | 中國松嫩平原牛心島國家濕地公園的濕地復育計畫 | 156 |
| 照片16. | 南蘇門答臘島卡亞貢的泥炭地復育和更新造林地點 | 186 |
| 照片17. | 伊利諾州南部的卡奇河，從種子庫中的種子進行短期耕作、傳播或重新種植後，排水有機森林中的植被可能會再生 | 207 |
| 照片18. | 西班牙瓦倫西亞清除乾濕交替中的水 | 224 |
| 照片19. | 西班牙瓦倫西亞阿爾布菲拉稻田中的淹水情況 | 224 |
| 照片20. | 西班牙瓦倫西亞阿爾布菲拉地中海濕地的乾涸田地 | 225 |
| 照片21. | 水壓計 | 225 |
| 照片22. | 描述包含牲畜組成在內的改良版水稻水產養殖系統 | 254 |

| | |
|---|-----|
| 照片23. (左) 鴨子在乾播的稻田中覓食，為初期（水稻植株建立 20 天後） 的雜草和害蟲控制創造有利環境，鴨子糞便掉落在地上進行施肥和鬆 土，以促進根部生長和隨後的稻株生長。（右）稻-魚-鴨共同養殖系 統，讓水稻生長茂盛 | 257 |
| 照片24. 基塘農業 | 258 |
| 照片25. 美國伊利諾州芝加哥的一個花園 | 289 |
| 照片26. 美國加州洛杉磯的回聲都市公園 (Echo Urban Park) | 289 |
| 照片27. 美國德州休士頓的一個都市公園 | 290 |
| 照片28. 美國加州舊金山的兩個都市公園 | 291 |
| 照片29. 美國德州康莫斯的都市農業社區花園 | 322 |
| 照片30. 美國伊利諾州芝加哥市芝加哥植物花園的屋頂花園 | 322 |
| 照片31. 美國加州洛杉磯的城市社區公園 | 323 |
| 照片32. 美國加州西好萊塢的社區公園 | 323 |
| 照片33. 美國紐約州紐約市總督島的社區公園 | 324 |
| 照片34. 生長在紐約市集裝箱容器中的樹木，鋪砌人行道下方是地鐵線 | 335 |
| 照片35. 透水磚的鋪砌道路所包圍的樹木 | 336 |
| 照片36. 紐約市城市公園（中央公園）兩旁的樹木 | 336 |
| 照片37. 城市林地 | 337 |





森林管理和造林

1. 限制土壤擾動和減少衝擊的採伐系統 (reduced impact logging)

Mathias Mayer^{1,2}, Noemie Pousse³, Jason James⁴

¹ Forest Soils and Biogeochemistry, Swiss Federal Institute for Forest, Snow and Landscape Research (WSL), Birmensdorf, Switzerland

瑞士聯邦森林、雪地與景觀研究學院 (WSL) 森林土壤與生物地球化學研究單位

² Institute of Forest Ecology, Department of Forest and Soil Sciences, University of Natural Resources and Life Sciences (BOKU), Vienna, Austria

奧地利自然資源與生命科學大學 (BOKU) 森林與土壤科學系森林生態研究所

³ ONF (Office National des Forêts) - Research, Development, and Innovation Department, Avignon, France

法國國家林業局 (ONF) 研究、發展與創新部

⁴ Exponent, Inc., Bellevue, Washington, United States of America

美國毅博科技諮詢公司

1. 措施說明

森林中的慣行採伐作業 (conventional harvesting operations) 不可避免地與森林的土壤擾動 (soil disturbance) 有關。在地面上使用的重型機械包括集材機 (skidders) 、貨車 (forwarders) 或曳引機 (tractors) 都可能會嚴重破壞森林土壤 (照片 1)。機械在森林中移動會導致土壤混合 (soil mixing) 、壓實 (compaction) 和侵蝕 (erosion)，這對生物、化學和物理土壤性質會產生長期的影響 (Horn et al., 2007; Cambi et al., 2015)。在陡峭地形上形成的車轍 (rut · 譯註：車輛所行經的地方) 會造成腐植質 (humus) 和礦質土壤 (mineral soil) 的大量流失 (Labriere et al., 2015; Naghdi et al., 2016a)，而平坦地形上的土壤壓實和車轍會導致土壤通氣性和水分滲透的減少 (Goutal, Renault and Ranger, 2013; Bonnaud et al., 2019)。採伐造成的土壤擾動可以透過使用替代性採伐系統，如直升機、架線集材或畜力牽引而受到限制 (Bockheim, Ballard and Wellington, 1975; Miller and Sirois, 1986; Aust and Lea, 1992; Naghdi et al., 2009)。對土壤性質的不利影響也可以透過改變機械配置來減少，如降低胎壓，安裝更大直徑的輪胎和增加車軸數量 (Solgi et al., 2020)。土壤擾動也可以進一步減少，透過將伐木和集材的道路網絡在作業前就進行適當 (如足夠的密度) 且永久性的規劃 (如讓未來採伐使用) (Ampoorter et al., 2012; Picchio et al., 2020)，在土壤冰凍和 / 或乾燥的季節進行採伐 (Ampoorter et al., 2012; Naghdi et al., 2016b)，或在集材道上放置採運殘材以分散機械負荷 (Agherkakli et al., 2014)。在熱帶森林中提出的「減少衝擊的採伐法」 (Reduced Impact Logging, RIL) 這一名詞是作為改進的森林採伐作業，其中包括減少採伐作業對環境影響的措施 (Putz and Pinard, 1993; Healey, Price and Tay, 2000; Putz et al., 2008)。

2. 適用範圍

用來降低土壤擾動和「減少衝擊的採伐法」的採伐系統可以在全球應用。世界上大多數國家都選擇結合森林運輸的空間（永久集材路或提取軌道）和時間（冰凍或乾燥的土壤）限制，以永久地限制土壤擾動。而替代性採伐系統因為成本較高所以很少被選擇。

3. 對土壤有機碳庫存的衝擊

大多數經同儕審查的文獻和統合分析都集中在集約化採伐措施，如全木採伐和集約的生物量移除對土壤有機碳（soil organic carbon, SOC）的影響。替代性採伐系統和「減少衝擊的採伐法」系統對土壤有機碳的損失和庫存影響的研究不多且尚未得到結論。在馬來西亞沙巴的龍腦香森林（dipterocarp forest），「減少衝擊的採伐法」讓採伐後的土壤有機碳比起慣行採伐能夠減少損失四噸碳／公頃（Putz and Pinard, 1993）。相比之下，喀麥隆南部雨林中的慣行採伐和「減少衝擊的採伐法」對土壤有機碳庫存沒有差異（Tchiofo Lontsi et al., 2019）。同樣在美國阿拉巴馬州使用直升機和集材機的土壤有機質含量沒有差異（Aust and Lea, 1991）。其他研究則是比較關於採伐系統對現場土壤表面的破壞和土壤侵蝕的損失，特別是土壤侵蝕可能與採伐單位的局部土壤有機碳損失（轉移）有關（Berhe et al., 2018）。例如，Miller 和 Sirois (1986) 報告在美國密西西比州的松林中，使用架線集材採伐會破壞 16% 的土壤表面而地面集材會破壞 31%。在加拿大卑詩省的針葉林區，曳引機採伐造成 71% 的礦質土壤裸露（即有機層移位），而直升機採伐僅導致 5% 的礦質土壤裸露（Bockheim, Ballard and Wellington, 1975）；陡峭的斜坡和富含頁岩的土壤為礦質土裸露比率最高的地區。在宏都拉斯的一片坡度大於 30% 的松林中，在雨季中架線集材和畜力牽引造成的侵蝕比地面採伐（曳引機）少 6~10 倍（Rivera, Kershner and Dobrowolski, 2010）。在馬來西亞的熱帶林中有 17% 的伐木區被道路和集材道所覆蓋，而在「減少衝擊的採伐法」準則下就只有 6% 的面積受到類似的干擾（Pinard, Barker and Tay, 2000），且集材道底土層的干擾低於慣行伐木區的 50%。同樣在巴西雨林中，「減少衝擊的採伐法」導致的土壤擾動比慣行採伐低 4~6% (Pereira et al., 2002)。Worrell、Bolding 和 Aust (2011) 報告指出在陡峭的阿巴拉契亞硬木森林中，慣行的集材會比架線集材（cable yarding）操作具有較高的潛在土壤侵蝕率（0.5 噸／公頃／年）。伊朗的裏海希爾卡尼亞混合森林，在陡峭的斜坡 (>20%) 上集材相比在不太陡峭的斜坡上會導致較高的土壤擾動和森林地面質量損失（Naghdi et al., 2016a）。

4. 該措施的其他效益

4.1. 改善土壤性質

使用地面機械的慣行採伐系統會增加土壤容積密度、土壤二氣化碳 (CO_2) 濃度、積水和逕流，並減少土壤孔隙、水分滲透性和透水性、空氣滲透性、氧氣供應，以及根和樹的生長 (Cambi et al., 2015)。替代性採伐系統已被證明會比慣行系統對於土壤的化學和物理性質能夠產生較小的變化，包括飽和導水度、酸度、氧濃度和氧化還原電位 (Aust and Lea, 1992)。更具體地說，集材貨車的移動比架線集材系統更容易導致積水並減少土壤通氣性 (Goutal, Renault and Ranger, 2013)，進而造成土壤二氣化碳流出 (Goutal et al., 2012b)、甲烷 (CH_4) 吸收能力 (Epron et al., 2016)、蚯蚓豐富度和多樣性 (Bottinelli, Capowiez and Ranger, 2014)、樹木再生、生長和生根深度 (Goutal-Pousse, Boc and Ranger, 2014) 都會減少。

4.2. 最小化對土壤功能的威脅

表 1. 土壤威脅

| 土壤威脅 | |
|-----------|---|
| 土壤侵蝕 | 能減少土壤擾動的採伐系統通常也可以減輕土壤侵蝕。例如，架線集材可以減少 0.5 噸 / 公頃 / 年的潛在土壤侵蝕 (Worrell, Bolding and Aust, 2011) 或 6~10 倍 (Rivera, Kershner and Dobrowolski, 2010)。 |
| 養分的失衡和循環 | 能減少土壤侵蝕的採伐系統通常對養分平衡和循環是有益的。例如，架線集材所減少的土壤侵蝕率也被證明能維持土壤養分庫存 (Worrell, Bolding and Aust, 2011)。減少積水可維持土壤養分循環 (生物活性、生根強度和根系活性、氧化還原電位) (Bonnaud et al., 2019)。 |
| 土壤生物多樣性損失 | 慣行採伐系統已被證明會減少和改變微生物群的豐富度、減少大型動物的多樣性，並增加細菌的多樣性 (Bottinelli, Capowiez and Ranger, 2014; Hartmann et al., 2014)。 |
| 土壤壓實 | 架線集材系統和「減少衝擊的採伐法」可以減少壓實 (Goutal et al., 2012a; Tchiofo Lontsi et al., 2019)。畜力牽引已被證明可以減少壓實和車轍 (Horn et al., 2007)。在慣行和替代性採伐系統中，林木內的壓實程度可以透過在乾燥或冰凍期間進行操作、限制通過次數、將活動限制在集材道上，並對操作人員進行適當的培訓和監督的方式來減少 (Piccio et al., 2020)。 |

| 土壤威脅 | |
|------|---|
| 積水 | 替代性採伐系統相比集材機採伐可以減少飽和導水率的變化 (Aust and Lea, 1992)。在砂質土壤上，採伐相關的壓實可以增加保水力並提高至少 10 年內的生產力 (Powers et al., 2005)。 |

4.3. 產量增加 (如食物、燃料、飼料、木材)

「減少衝擊的採伐法」系統對樹苗密度、樹冠層覆蓋度、植物物種豐富度和地上生物量庫存有正向影響 (Putz and Pinard, 1993; Pinard, Barker and Tay, 2000)。替代採伐系統對森林再生 (幼苗的存活和生長) 有正向的影響 (Picchio et al., 2020)。在北美的長期土壤生產力 (Long-term Soil Productivity, LTSP) 實驗的 26 個地點中 (https://www.fs.fed.us/psw/topics/forest_mgmt/lrsp/)，壓實對森林生產力的影響會受到土壤質地的調解，砂質土壤受到嚴重壓實後會讓生產力增加 40%，而黏質土壤的嚴重壓實會使生產力下降近 50% (Powers et al., 2005)，然而這些生產力的變化是由於保水力和氣體交換的變化，而不是土壤有機碳或養分循環的變化。

4.4. 緩解和適應氣候變遷

「減少衝擊的採伐法」可以顯著減少整體的採伐排放 (Ellis et al., 2019; Griscom et al., 2019)。此外「減少衝擊的採伐法」被證明能夠降低土壤中的氧化亞氮 (N₂O) 排放 (Mori, Imai and Kitayama, 2018)。受地面採伐影響的集材道顯示出更高的溫室氣體 (greenhouse gases, GHG) 通量，因為減少甲烷氧化和增加二氧化氮 (NO₂) 排放 (Warlo et al., 2019)。

4.5. 社會經濟效益

替代採伐系統通常會產生額外的成本並比慣行的地面採伐系統需要更多受過培訓的操作人員。然而，許多替代系統和「減少衝擊的採伐法」措施在財務上可能具有競爭力，如果考慮到所有的成本和效益，或者用無形的收益 (如生物多樣性) 來平衡支付。例如，架線集材允許在一年中的任何時候採伐木材 (即時木材採伐)，然而地面採伐系統應該要避免在土壤承載力差 (如土壤潮濕時) 的情況下進行。此外，架線集材系統影響的土壤表面積通常比地面採伐系統還小 (照片 1 · 圖 1)，這對森林的生產力和再生有正向影響。「減少衝擊的採伐法」被證明可以減少採伐作業中浪費的木材數量，所以如果考量到所節省的成本，「減少衝擊的採伐法」是可以與慣行採伐競爭的 (Boltz, Holmes and Carter, 2003)。

5. 該措施的潛在缺點

5.1. 權衡對土壤功能的其他威脅

目前沒有關於權衡其他土壤威脅的資訊。

5.2. 溫室氣體排放量增加

Ellis 等人 (2019) 估計，2015 年在熱帶林的選擇性採伐共排放 8 億 3400 萬噸的二氧化碳，這佔熱帶溫室氣體總排放量的 6%。全面實施「減少衝擊的採伐法」措施，包括減少木材廢料、更窄的運輸道路和較低影響的集材設備，將使採伐的排放量減少 3 億 6600 萬噸的二氧化碳 / 年（等於減少 44%）。根據巴西熱帶雨林的渦流協方差 (eddy-covariance method) · Miller 等人 (2011) 表明「減少衝擊的採伐法」對於排放到大氣中的二氧化碳總量影響很小。

6. 實行該措施前的建議

無相關資訊。

7. 採用該措施的潛在障礙

表 2. 採用該措施的潛在障礙

| 障礙 | 有 / 無 | |
|----|-------|---|
| 社會 | 有 | 在一些國家，數量有限的架線集材公司 (Magaud, 2020) 限制這種措施的廣泛應用。此外，許多替代採伐系統只在特定情況下適用。 |
| 經濟 | 有 | 「減少衝擊的採伐法」 (Boltz, Holmes and Carter, 2003) 和替代性採伐系統，如架線集材和畜力牽引 (Schweier and Ludowicy, 2020) 的利潤可能低於慣行的地面採伐系統。 |

| 障礙 | 有 / 無 | |
|----|-------|---|
| 知識 | | 承包商和操作人員必須受過培訓和具備相關知識，以減少森林破壞（Picchio, Mederski and Tavankar, 2020）、正確實施「減少衝擊的採伐法」（Putz et al., 2008）以及減少在慣行架線集材或慣行採伐期間的土壤擾動（Chase et al., 2019）。 |

實例照片



照片 1. 奧地利（左上）和法國（右上）的慣行集材機採伐對土壤的擾動（車轍形成和土壤壓實）。奧地利阿爾卑斯山的架線集材作業（下）

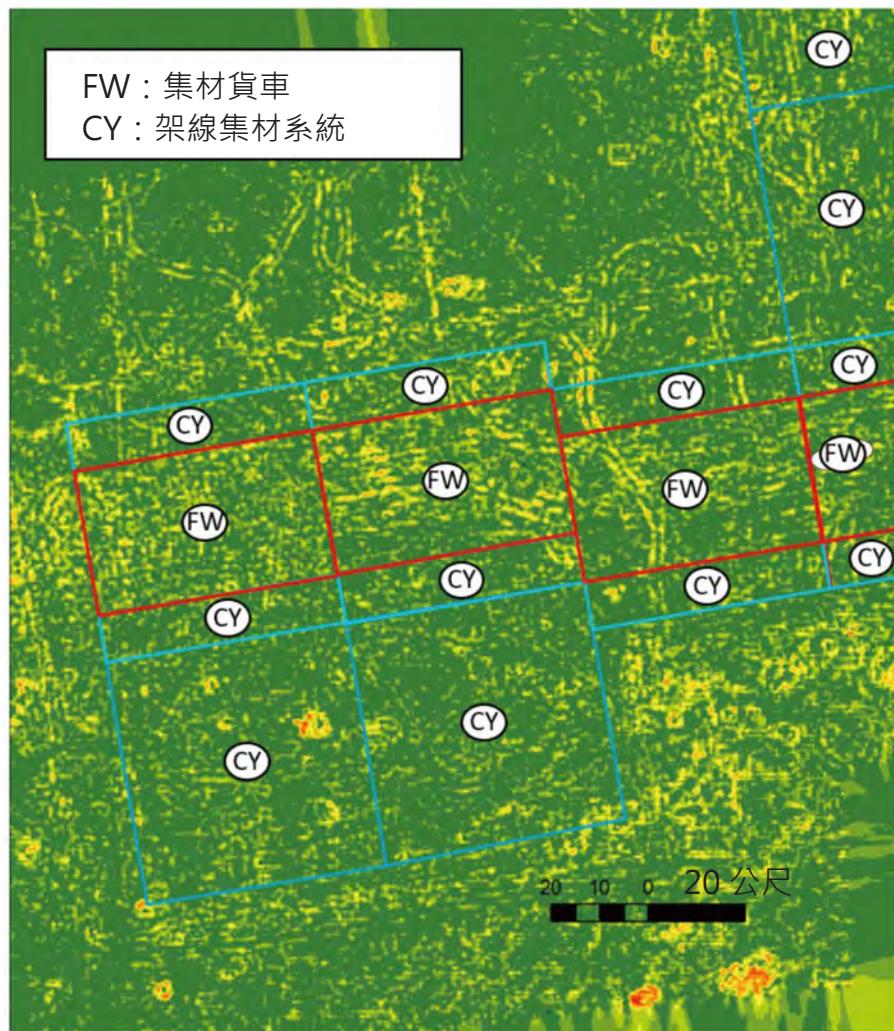


圖 1. 數值高程模型 (基於雷達) 顯示出使用 23 噸集材貨車與使用架線集材系統進行採伐作業的土壤影響

黃色和綠色分別表示低海拔和高海拔。圖片根據 Goutal-Pousse、Boc 和 Ranger (2014) 修改。

參考文獻

- Agherkakli, B., Najafi, A., Sadeghi, S.H. & Zenner, E.** 2014. Mitigating effects of slash on soil disturbance in ground-based skidding operations. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 29(5): 499–505. <https://doi.org/10.1080/02827581.2014.919351>
- Ampoorter, E., De Schrijver, A., Van Nevel, L., Hermy, M. & Verheyen, K.** 2012. Impact of mechanized harvesting on compaction of sandy and clayey forest soils: results of a meta-analysis. *Annals of Forest Science*, 69(5): 533-542. <https://doi.org/10.1007/s13595-012-0199-y>
- Aust, W.M. & Lea, R.** 1991. Soil Temperature and Organic Matter in a Disturbed Forested Wetland. *Soil Science Society of America Journal*, 55(6): 1741-1746.
<https://doi.org/10.2136/sssaj1991.03615995005500060039x>
- Aust, W.M. & Lea, R.** 1992. Comparative effects of aerial and ground logging on soil properties in a tupelo-cypress wetland. *Forest Ecology and Management*, 50(1-2): 57-73. [https://doi.org/10.1016/0378-1127\(92\)90314-Y](https://doi.org/10.1016/0378-1127(92)90314-Y)
- Berhe, A.A., Barnes, R.T., Six, J. & Marín-Spiotta, E.** 2018. Role of soil erosion in biogeochemical cycling of essential elements: Carbon, nitrogen, and phosphorus. *Annual Review of Earth and Planetary Sciences*, 46: 521-548. <https://doi.org/10.1146/annurev-earth-082517-010018>
- Bockheim, J., Ballard, T. & Wellington, R.** 1975. Soil disturbance associated with timber harvesting in southwestern British Columbia. *Canadian Journal of Forest Research*, 5(2): 285-290.
<https://doi.org/10.1139/x75-039>
- Boltz, F., Holmes, T.P. & Carter, D.R.** 2003. Economic and environmental impacts of conventional and reduced-impact logging in Tropical South America: a comparative review. *Forest Policy and Economics*, 5(1): 69-81. [https://doi.org/10.1016/S1389-9341\(01\)00075-2](https://doi.org/10.1016/S1389-9341(01)00075-2)
- Bonnaud, P., Santenoise, P., Tisserand, D., Nourrisson, G. & Ranger, J.** 2019. Impact of compaction on two sensitive forest soils in Lorraine (France) assessed by the changes occurring in the perched water table. *Forest Ecology and Management*, 437: 380-395. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.01.029>
- Bottinelli, N., Capowiez, Y. & Ranger, J.** 2014. Slow recovery of earthworm populations after heavy traffic in two forest soils in northern France. *Applied Soil Ecology*, 73: 130-133.
<https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2013.08.017>
- Cambi, M., Certini, G., Neri, F. & Marchi, E.** 2015. The impact of heavy traffic on forest soils: A review. *Forest Ecology and Management*, 338: 124-138. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.11.022>
- Chase, C.W., Reiter, M., Homayack, J.A., Jones, J.E. & Sucre, E.B.** 2019. Soil disturbance and stream-adjacent disturbance from tethered logging in Oregon and Washington. *Forest Ecology and Management*, 454: 117672. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117672>

Ellis, P.W., Gopalakrishna, T., Goodman, R.C., Putz, F.E., Roopsind, A., Umunay, P.M., Zalman, J., Ellis, E.A., Mo, K., Gregoire, T.G. & Griscom, B.W. 2019. Reduced-impact logging for climate change mitigation (RIL-C) can halve selective logging emissions from tropical forests. *Forest Ecology and Management*, 438: 255–266. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.02.004>

Epron, D., Plain, C., Lerch, T. & Ranger, J. 2016. Les sols forestiers, puits de méthane: un service écosystémique méconnu. *Revue Forestière Française*. <https://doi.org/10.4267/2042/62129>

Goutal-Pousse, N., Boc, J. & Ranger, J. 2014. Impacts de la circulation d'un porteur forestier sur deux sols sensibles au tassement et dynamique de restauration naturelle. *Rendez-vous techniques*, (43): 33-39.

Goutal, N., Boivin, P. & Ranger, J. 2012a. Assessment of the natural recovery rate of soil specific volume following forest soil compaction. *Soil Science Society of America Journal*, 76(4): 1426-1435. <https://doi.org/10.2136/sssaj2011.0402>

Goutal, N., Parent, F., Bonnaud, P., Demaison, J., Nourrisson, G., Epron, D. & Ranger, J. 2012b. Soil CO₂ concentration and efflux as affected by heavy traffic in forest in northeast France. *European Journal of Soil Science*, 63(2): 261-271.

Goutal, N., Renault, P. & Ranger, J. 2013. Forwarder traffic impacted over at least four years soil air composition of two forest soils in northeast France. *Geoderma*, 193: 29-40. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2012.10.012>

Griscom, B.W., Ellis, P.W., Burivalova, Z., Halperin, J., Marthinus, D., Runtu, R.K., Shoch, D. & Putz, F.E. 2019. Reduced-impact logging in Borneo to minimize carbon emissions and impacts on sensitive habitats while maintaining timber yields. *Forest Ecology and Management*, 438: 176-185. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.02.025>

Hartmann, M., Niklaus, P.A., Zimmermann, S., Schmutz, S., Kremer, J., Abarenkov, K., Lüscher, P., Widmer, F. & Frey, B. 2014. Resistance and resilience of the forest soil microbiome to logging-associated compaction. *The ISME journal*, 8(1): 226-244. <https://doi.org/10.1038/ismej.2013.141>

Healey, J.R., Price, C. & Tay, J. 2000. The cost of carbon retention by reduced impact logging. *Forest Ecology and Management*, 139(1-3): 237-255. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00385-6](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00385-6)

Horn, R., Vossbrink, J., Peth, S. & Becker, S. 2007. Impact of modern forest vehicles on soil physical properties. *Forest Ecology and Management*, 248(1-2): 56-63.

Labrière, N., Locatelli, B., Laumonier, Y., Freycon, V. & Bernoux, M. 2015. Soil erosion in the humid tropics: A systematic quantitative review. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 203: 127-139. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.01.027>

Magaud, P. 2020. Débardage par cable aérien – guide technique pour gestionnaires forestiers et entreprises. Office national des Forêts. (also available at: <http://www.poleexcellencebois.fr/activites/projets-collaboratifs/5-formicable>).

Miller, J.H. & Sirois, D.L. 1986. Soil Disturbance by Skyline Yarding vs. Skidding in a Loamy Hill Forest. *Soil Science Society of America Journal*, 50(6): 1579-1583. <https://doi.org/10.2136/sssaj1986.03615995005000060039x>

Miller, S.D., Goulden, M.L., Hutyra, L.R., Keller, M., Saleska, S.R., Wofsy, S.C., Figueira, A.M.S., Da Rocha, H.R. & De Camargo, P.B. 2011. Reduced impact logging minimally alters tropical rainforest carbon and energy exchange. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 108(48): 19431-19435.
<https://doi.org/10.1073/pnas.1105068108>

Mori, T., Imai, N. & Kitayama, K. 2018. A preliminary report: does reduced impact logging (RIL) mitigate non-CO₂ greenhouse gas emissions from natural production forests? *Tropics*, 27(1): 25-31.
<https://doi.org/10.3759/tropics.MS17-08>

Naghdi, R., Lotfalian, M., Bagheri, I. & Jalali, A.M. 2009. Damages of skidder and animal logging to forest soils and natural regeneration. *Croatian Journal of Forest Engineering: Journal for Theory and Application of Forestry Engineering*, 30(2): 141-149. <https://doi.org/10.13140/2.1.4671.8083>

Naghdi, R., Solgi, A. & Ilstedt, U. 2016a. Soil chemical and physical properties after skidding by rubber-tired skidder in Hyrcanian forest, Iran. *Geoderma*, 265: 12-18.
<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.11.009>

Naghdi, R., Solgi, A., Zenner, E.K., Tsioras, P.A. & Nikooy, M. 2016b. Soil disturbance caused by ground-based skidding at different soil moisture conditions in Northern Iran. *International Journal of Forest Engineering*, 27(3): 169-178. <https://doi.org/10.1080/14942119.2016.1234196>

Pereira, R., Zweede, J., Asner, G.P. & Keller, M. 2002. Forest canopy damage and recovery in reduced-impact and conventional selective logging in eastern Para, Brazil. *Forest Ecology and Management*, 168(1): 77-89. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(01\)00732-0](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00732-0)

Piechio, R., Mederski, P.S. & Tavankar, F. 2020. How and How Much, Do Harvesting Activities Affect Forest Soil, Regeneration and Stands? *Current Forestry Reports*, 6(2): 115–128.
<https://doi.org/10.1007/s40725-020-00113-8>

Pinard, M.A., Barker, M.G. & Tay, J. 2000. Soil disturbance and post-logging forest recovery on bulldozer paths in Sabah, Malaysia. *Forest Ecology and Management*, 130(1): 213-225.
[https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(99\)00192-9](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(99)00192-9)

Powers, R.F., Scott, D.A., Sanchez, F.G., Voldseth, R.A., Page-Dumroese, D., Elioff, J.D. & Stone, D.M. 2005. The North American long-term soil productivity experiment: findings from the first decade of research. *Forest Ecology and Management*, 220(1-3): 31-50.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.08.00>

Putz, F.E. & Pinard, M.A. 1993. Reduced-Impact Logging as a Carbon-Offset Method. *Conservation Biology*, 7(4): 755–757.

Putz, F.E., Sist, P., Fredericksen, T. & Dykstra, D. 2008. Reduced-impact logging: challenges and opportunities. *Forest Ecology and Management*, 256(7): 1427-1433.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.03.036>

Rivera, S., Kershner, J.L. & Dobrowolski, J.P. 2010. Evaluation of the surface erosion from different timber yarding methods in Honduras. *Revista Árvore*, 34(4): 577-586. <https://doi.org/10.1590/S0100-67622010000400002>

Schweier, J. & Ludowicy, C. 2020. Comparison of A Cable-Based and a Ground-Based System in Flat and Soil-Sensitive Area: A Case Study from Southern Baden in Germany. *Forests*, 11(6): 611.
<https://doi.org/10.3390/f11060611>

Solgi, A., Najafi, A., Page-Dumroese, D.S. & Zenner, E.K. 2020. Assessment of topsoil disturbance caused by different skidding machine types beyond the margins of the machine operating trail. *Geoderma*, 367: 114238. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114238>

Tchiofo Lontsi, R., Corre, M.D., van Straaten, O. & Veldkamp, E. 2019. Changes in soil organic carbon and nutrient stocks in conventional selective logging versus reduced-impact logging in rainforests on highly weathered soils in Southern Cameroon. *Forest Ecology and Management*, 451: 117522.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117522>

Warlo, H., von Wilpert, K., Lang, F. & Schack-Kirchner, H. 2019. Black Alder (*Alnus glutinosa* (L.) Gaertn.) on Compacted Skid Trails: A Trade-off between Greenhouse Gas Fluxes and Soil Structure Recovery? *Forests*, 10(9): 726. <https://doi.org/10.3390/f10090726>

Worrell, W.C., Bolding, M.C. & Aust, W.M. 2011. Potential soil erosion following skyline yarding versus tracked skidding on bladed skid trails in the Appalachian region of Virginia. *Southern Journal of Applied Forestry*, 35(3): 131-135. <https://doi.org/10.1093/sjaf/35.3.131>

2. 連續覆蓋林業 (continuous cover forestry, CCF) 和延長輪伐期

David Pare¹, Laurent Augusto²

¹ Canadian Forest Service, Laurentian Forestry Centre, Québec, Canada
加拿大林務署勞倫斯林業中心

² INRAE, Bordeaux Sciences Agro, Villenave d'Ornon, France
法國國家農業、食品與環境研究院 (INRAE) 以及波爾多農業科學研究院

1. 措施說明

連續覆蓋林業 (continuous cover forestry, CCF ; 完整敘述見 Helliwell and Wilson, 2012) 包括許多的造林系統 (silvicultural systems) , 其中都涉及連續且不間斷地維持森林覆蓋並避免皆伐 (clearcutting) , 它意味著森林管理要根據場地的特點和能適應此地點的樹種來進行。它尊重場地固有的進程 , 而不是強加人為的統一性 , 且通常會涉及樹種和樹齡的混合。管理的基礎是對於各種大小的個別樹木的選擇和偏愛 , 而不是創造統一的樹木大小和間距的區域 ; 記錄的基礎是定期記錄樣本區域的樹幹直徑 , 而不是按照林木的樹齡和面積。林分 (stand) ¹ 結構將永遠是不規則的 (儘管在轉變為異齡狀態的過程中可能會有暫時的同齡組成) , 且可能包括小規模的皆伐和群體或不規則的傘伐 (shelterwoods) ² (Helliwell and Wilson, 2012) 。連續覆蓋林業可以將土壤擾動降至最低 , 因為在木材採伐後仍會保留大部份的樹根 , 而且也不會進行土壤準備 (如耕犁) 。另一方面 , 連續覆蓋林業涉及更多數量的土壤踐踏事件且介入更頻繁 , 連續覆蓋林業還需要森林管理者進行更頻繁和更多技術的介入。連續覆蓋林業的開闊地 (openings) 比起皆伐來說會更小 , 因此可能會限制土壤微氣候的變化 , 並且可能影響土壤有機物的分解。然而 , 已經觀察到大型樹冠開闊地對有機質分解率會有正向以及負向的影響 (Mayer et al., 2020) 。

¹ 林分 (stand) , 譯註 : 是指林木的內部結構特徵。即樹種組成、林層或林相、疏密度、年齡、起源、地位級等主要調查因子相同並與四周有明顯區別的有林地。

² 傘伐 (shelterwoods) , 譯註 : 在較長期限內 (一般不超過一個齡級) 分次伐掉伐區上全部成熟林木的森林主伐方式。傘伐的更新過程和採伐過程同時並進 , 透過逐次採伐 , 為林木的結實及下種創造有利條件 , 留存的林木則對幼苗起保護作用。

2. 適用範圍

全世界只要是同齡林都可以適用。在過去的兩個世紀裡，慣行森林管理方法通常傾向於種植同齡且單一物種的林木。特別是在許多已開發經濟體地區，對涉及連續且不間斷地維持森林覆蓋的替代管理方法的興趣大幅增加 (Puettman et al., 2015)。

3. 對土壤有機碳庫存的衝擊

關於土壤有機碳變化的精確數據很少，但統合分析顯示皆伐會造成整個土壤剖面中的土壤碳減少 <10%，其中以森林地表損失最大 (Johnson, 1992; Johnson and Curtis, 2001; Achat et al., 2015)。兩項對溫帶森林研究的統合分析顯示森林採伐平均會減少 6~8% 的總土壤碳量，其中森林地表的碳儲量下降 22~30%，而礦質土層沒有顯示出顯著的整體變化 (Nave et al., 2010; Achat et al., 2015)。連續覆蓋林業相較於皆伐所降低的土壤碳損失的證據不多。Mayer 等人 (2020) 在奧地利以挪威雲杉為主的林木研究，與慣行的同齡級管理相比，單一樹種選擇的管理方式讓上層礦質土中的土壤碳庫存增加 11% (Potzelsberger and Hasenauer, 2015)。然而在智利巴塔哥尼亞的傘伐中有觀察到短期損失 (Klein et al., 2008)。Warren 和 Ashton (2014) 在新英格蘭的橡樹-闊葉樹林的研究指出，傘伐後會使礦質土中的土壤碳庫存減少，但對枯枝落葉層則為中性作用。其他人發現部分採伐、選擇採伐、傘伐和皆伐收穫對土壤碳庫存的影響幾乎沒有差異 (Hoover, 2011; Christophelet al., 2015; Puhlick et al., 2016)。當土壤有機碳含量被觀察到有差異時，會是在連續覆蓋林業下的含量較高，但差異幅度不大 (Potzelsberger and Hasenauer, 2015; Jonard et al., 2017)。同樣，兩項統合分析 (Liao et al., 2010, 2012) 顯示與天然更新林相比，人工同齡林的土壤有機碳呈現系統性損失，但土壤有機碳儲量的差異可能與這些研究中的天然更新林中有部分是原始森林有關，其土壤有機碳庫存可能原本就很高。總之，因為資訊過於零散目前還無法將任何土壤碳的變化歸因於是採用連續覆蓋林業來替代傳統同齡造林系統所造成 (Powers et al., 2011)。當地資訊對於這種措施在土壤侵蝕和土壤擾動的影響，以及對於森林組成的影響會是需要考慮的因素，因為它們對土壤碳庫存有潛在影響。值得注意的是連續覆蓋林業系統涉及輕微但更頻繁的介入，這可能使整個輪伐規模內的土壤碳庫存變化難以透過統計方法發現。

4. 該措施的其他效益

4.1. 最小化對土壤功能的威脅

表 3. 土壤威脅

| 土壤威脅 | |
|-----------|---|
| 土壤侵蝕 | 在容易被侵蝕的地方，保持森林樹冠層以及樹根系統可以預防侵蝕。 |
| 養分的失衡和循環 | 特別是如果採用這種措施可以促進混合林分 (mixed species stands) 的生長。 |
| 土壤酸化 | 在容易發生陽離子流失的地方 (即主要是排水良好但對於 pH 值緩衝能力低的土壤)，因為連續覆蓋林業可以避免皆伐，因此可能會略微減少因皆伐而增強的水分淋洗所造成的陽離子損失。 |
| 土壤生物多樣性損失 | 一般來說，對生物多樣性有正面影響需要注意，有些森林物種需要開放式樹冠條件或高擾動程度，但後者 [即荒廢地種 (ruderal species)] 通常不是生物多樣性所關心的問題 (Puetman et al., 2015) 。 |
| 土壤壓實 | 一般來說，維護樹木的根系可能會增加土壤抵抗壓實的能力。然而，目前對於這種可能的影響的相關知識還很少。 |
| 土壤水分管理 | 連續覆蓋林業能使集水區 (watershed scale) 範圍內，更好地調節水通量 (water fluxes) 。 |

4.2. 產量增加 (如食物、燃料、飼料、木材)

有些研究顯示連續覆蓋林業系統有同等或更低 (-20%) 的產量 (Lundmark et al., 2016) 。

4.3. 緩解和適應氣候變遷

缺乏強而有力的證據顯示土壤碳庫存在連續覆蓋林業和皆伐系統之間存在差異。當地情況需要被仔細審查。從更廣泛的角度來看，除了碳庫存變化，還要考量在森林生態系統和木材產品中，使用森林產物取代那些產生更多溫室氣體排放的材料，所產生的緩解效益。Lundmark 等人 (2016) 對於瑞典的挪威雲杉研究，生物量的增長和產量 (比起選擇造林系統本身) 對於產生與二氧化碳排放和碳庫存變化相關的長期氣候緩解效益更為重要。Paradis、Thiffault 和 Achim (2018) 在加拿大的研究指出，

生產更大尺寸樹木的森林管理系統應增加長齡木製品的比例，這顯示生產的木材品質也對緩解溫室氣體有影響。

證據顯示多物種和多樹種的林木能更有韌性地面對氣候變遷和其他威脅，特別是以長期來看 (Puettmann et al., 2015)。然而，連續覆蓋林業可能會發生殘留木的意外死亡，特別是當林務人員對這種措施缺乏經驗時 (Puettmann et al., 2015)。

由於氣候變遷和相關影響，預期縮短這些輪伐期以緩解與暴風雨、火災或病原體攻擊相關的風險 (Roux et al., 2017)。這相當於是將生態系統中的碳固存 (carbon sequestration) 轉移到產品中的碳儲量 (carbon storage)，並增加做為化石燃料替代品的配額 (Fortin et al., 2012)。從生態系統的角度來看，縮短輪伐期會影響土壤肥力和土壤有機碳呈現普遍下降趨勢 (Achat et al., 2018)。隨著林分在同一時期內頻繁的更新，生物量和養分的輸出量會增加，在森林土壤再生期間，土壤準備對於土壤有機碳的影響也會被放大。因此，輪伐期的間隔時間越長，土壤有機碳就越可能增加，儘管非常長時間的輪伐 (即幾個世紀) 的影響仍然鮮為人知，且在不同研究的結果會有所差異 (Ji et al., 2017; Leuschner et al., 2014; Zhou et al., 2006)。因此，與氣候變遷有關的危害風險會隨著輪伐期的延長而增加 (並可能導致樹木中有機碳庫存減少)，而輪伐期越短會造成森林管理相關的土壤有機碳損失可能越大 (Seely, Welham and Blanco, 2010)。然而，目前為止還沒有任何研究是對林木進行長期的縱向監測 (不是按照時間順序)，以及一方面進行集約式造林 (幾次短時間的輪伐) 或另一方面進行粗放式造林 (在同一時間段的長時間輪伐)。只有基於模型的研究 (model-based studies) 可以處理輪伐期長度對土壤有機碳的影響 (Johnson, Scatena and Pan, 2010; Wang et al., 2013; Seely, Welham and Kimmins, 2002; Achat et al., 2018)。數值模擬通常是一致顯示土壤有機碳庫存會隨著輪伐期的縮短而減少 (如 360 年後會減少 15~20%) (Johnson et al., 2010)。

4.4. 社會經濟效益

連續覆蓋林業可以產生更一致的現金流 (Puettmann et al., 2015)；成功的自然更新可以避免建立種植園的成本。

改善地景視覺品質並增加休閒機會 (Puettmann et al., 2015)。

5. 該措施的潛在缺點

5.1. 產量減少（如食物、燃料、飼料、木材）

有些研究顯示連續覆蓋林業系統有同等或更低（-20%）的產量（Lundmark et al., 2016）。

6. 實行該措施前的建議

殘留木的死亡率增加是最大的風險，因為在操作過程所造成的根部和莖部損傷，或是殘留木更多地暴露在風吹、乾旱或昆蟲中。建議從小規模開始，並對物種的個體生態學充分瞭解且有明確的林分密度管理目標。

7. 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 | |
|------|-------|--------------------------------------|
| 生物物理 | 有 | 實行不總是容易，還需取決於當前的森林組成和結構，以及可能需要好幾個步驟。 |
| 經濟 | 有 | 沒有傳統的連續覆蓋林業地區還無法確定其產量。 |

實例照片



照片 2. 根據連續覆蓋林業原則管理的成熟花旗松 (Douglas fir) 林分，林下生長著混合針葉樹，包括洋松、加州鐵杉 (western hemlock)、美西側柏 (western red cedar) 和大冷杉 (grand fir)，英國及北愛爾蘭的坎布里亞郡庫姆斯森林 (Coombs Wood, Cumbria)

參考文獻

- Achat, D.L., Fortin, M., Landmann, G., Ringeval, B. & Augusto, L.** 2015. Forest soil carbon is threatened by intensive biomass harvesting. *Scientific Reports*, 5: 15 991.
<https://doi.org/10.1038/srep15991>
- Achat, D.L., Martel, S., Picart, D., Moisy, C., Augusto, L., Bakker, M.R. & Loustau, D.** 2018. Modelling the nutrient cost of biomass harvesting under different silvicultural and climate scenarios in production forests. *Forest Ecology and Management*, 429: 642-653.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2018.06.047>
- Christophel, D., Höllerl, S., Prietzel, J. & Steffens, M.** 2015. Long-term development of soil organic carbon and nitrogen stocks after shelterwood- and clear-cutting in a mountain forest in the Bavarian Limestone Alps. *European Journal of Forest Research*, 134: 623–640. <https://doi.org/10.1007/s10342-015-0877-z>
- Fortin, M., Ningre, F., Robert, N. & Mothe, F.** 2012. Quantifying the impact of forest management on the carbon balance of the forest-wood product chain: A case study applied to even-aged oak stands in France. *Forest Ecology and Management*, 279: 176-188. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2012.05.031>
- Helliwell, R. & Wilson, E.R.** 2012. Continuous cover forestry in Britain: challenges and opportunities. *Quarterly Journal of Forestry*, 106(3): 214-224.
- Ji, Y.H., Guo, K., Fang, S.B., Xu, X.N., Wang, Z.G. & Wang, S.D.** 2017. Long-term growth of temperate broadleaved forests no longer benefits soil C accumulation. *Scientific Reports*, 7.
<http://dx.doi.org/10.1038/srep42328>
- Johnson, D.W. 1992.** Effects of forest management on soil organic carbon. *Water Air and Soil Pollution*, 64: 83-120.
- Johnson, K., Scatena, F.N. & Pan, Y.D.,** 2010. Short- and long-term responses of total soil organic carbon to harvesting in a northern hardwood forest. *Forest Ecology and Management*, 259 (7): 1262-1267.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2009.06.049>
- Jonard, M., Nicolas, M., Coomes, D.A., Caignet, I., Saenger, A. & Ponette, Q.** 2017. Forest soils in France are sequestering substantial amounts of carbon. *Science of the Total Environment*, 574: 616-628.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.09.028>
- Leuschner, C., Wulf, M., Bauchler, P. & Hertel, D.** 2014. Forest continuity as a key determinant of soil carbon and nutrient storage in beech forests on sandy soils in northern Germany. *Ecosystems*, 17(3): 497-511. <http://dx.doi.org/10.1007/s10021-013-9738-0>
- Liao, C.Z., Luo, Y.Q., Fang, C.M., Chen, J.K. & Li, B.** 2012. The effects of plantation practice on soil properties based on the comparison between natural and planted forests: a meta-analysis. *Global Ecology and Biogeography*, 21(3): 318-327. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1466-8238.2011.00690.x>

Liao, C.Z., Luo, Y.Q., Fang, C.M. & Li, B. 2010. Ecosystem carbon stock influenced by plantation practice: implications for planting forests as a measure of climate change mitigation. *Plos One*, 5(5).
<http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0010867>

Lundmark, T., Bergh, J., Nordin, A., Fahlvik, N. & Poudel, B.C. 2016. Comparison of carbon balances between continuous-cover and clearcut forestry in Sweden. *Ambio*, 45: 203–213.
<https://doi.org/10.1007/s13280-015-0756-3>

Mayer, M., Prescott, C.E., Abaker, W.E.A., Augusto, L., Cécillon, L., Ferreira, G.W.D., James, J., Jandl, R., Katzensteiner, K., Laclau, J.-P., Laganière, J., Nouvellon, Y., Paré, D., Stanturf, J.A., Vanguelova, E.I. & Vesterdal, L. 2020. Tamm review: influence of forest management activities on soil organic carbon stocks: a knowledge synthesis. *Forest Ecology and Management*, 466: 118127.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118127>

Nave, L.E., Vance, E.D., Swanston, C.W. & Curtis, P.S. 2010. Harvest impacts on soil carbon storage in temperate forests. *Forest Ecology and Management*, 259: 857–866.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.12.009>

Paradis, L., Thiffault, E. & Achim, A. 2019. Comparison of carbon balance and climate change mitigation potential of forest management strategies in the boreal forest of Quebec (Canada). *Forestry*, 92: 264–277. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpz004>

Pötzelsberger, E. & Hasenauer, H. 2015. Soil change after 50 years of converting Norway spruce dominated age class forests into single tree selection forests. *Forest Ecology and Management*, 338: 176–182. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.11.026>

Powers, M., Kolka, R., Palik, B., McDonald, R. & Jurgensen, M. 2011. Long-term management impacts on carbon storage in Lake States forests. *Forest Ecology and Management*, 262(3): 424–431.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2011.04.008>

Puettmann, K.J., Wilson, S. McG, Baker, S.C. Donoso, P.J., Drössler, L., Amente, G., Harvey, B.D., Knoke, T., Lu, Y., Nocentini, S., Putz, F.E., Yoshida, T. & Bauhus, J. 2015. Silvicultural alternatives to conventional even-aged forest management - what limits global adoption? *Forest Ecosystems*, 2.
<https://doi.org/10.1186/s40663-015-0031-x>

Roux, A., Dhôte, J.-F. (Coordinators), Achat, D., Bastick, C., Colin, A., Bailly, A., Bastien, J.-C., Berthelot, A., Bréda, N., Caurla, S., Carnus, J.-M., Gardiner, B., Jactel, H., Leban, J.-M., Lobianco, A., Loustau, D., Meredieu, C., Marçais, B., Martel, S., Moisy, C., Pâques, L., Picart-Deshors, D., Rigolot, E., Saint-André, L. & Schmitt, B. 2017. *Quel rôle pour les forêts et la filière forêt-bois françaises dans l'atténuation du changement climatique ? Une étude des freins et leviers forestiers à l'horizon 2050* (Doctoral dissertation, Institut National de la Recherche Agronomique (INRA); Institut Géographique National (IGN)).

Seely, B., Welham, C. & Blanco, J.A.. 2010. Towards the application of soil organic matter as an indicator of forest ecosystem productivity: Deriving thresholds, developing monitoring systems, and evaluating practices. *Ecological Indicators*, 10(5): 999–1008. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2010.02.008>

Seely, B., Welham, C. & Kimmens, H., 2002. Carbon sequestration in a boreal forest ecosystem: results from the ecosystem simulation model, FORECAST. *Forest Ecology and Management*, 169 (1-2): 123-135.
[http://dx.doi.org/10.1016/s0378-1127\(02\)00303-1](http://dx.doi.org/10.1016/s0378-1127(02)00303-1)

Wang, W.F., Wei, X.H., Liao, W.M., Blanco, J.A., Liu, Y.Q., Liu, S.R., Liu, G.H., Zhang, L., Guo, X.M. & Guo, S.M. 2013. Evaluation of the effects of forest management strategies on carbon sequestration in evergreen broad-leaved (*Phoebe bournei*) plantation forests using FORECAST ecosystem model. *Forest Ecology and Management*, 300: 21-32. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2012.06.044>

Zhou, G.Y., Liu, S.G., Li, Z., Zhang, D.Q., Tang, X.L., Zhou, C.Y., Yan, J.H. & Mo, J.M., 2006. Old-growth forests can accumulate carbon in soils. *Science*, 314(5804): 1417-1417.
<http://dx.doi.org/10.1126/science.1130168>

3. 殘體保留 (residue retention)

Gabriel W.D. Ferreira¹, Cindy E. Prescott²

¹Savannah River Ecology Laboratory, University of Georgia, United States of America

美國喬治亞大學薩凡納河生態學實驗室

²Faculty of Forestry, University of British Columbia, Vancouver, Canada

加拿大英屬哥倫比亞大學森林學院

1. 措施說明

殘體保留 (residue retention) 是指在木材採伐後將所有商品價值低的樹木組成以及枯枝落葉留在現場 (即只移走可銷售的樹幹) 。根據採伐的強度，森林採伐的殘體可以由樹葉 / 針葉、樹枝、細枝、低品質或小直徑的樹幹、樹皮、枯木和根所組成。採伐過程中產生的殘體數量隨森林類型、生產力、氣候和輪伐期長度而有所變化。殘體和枯枝落葉的保�能夠提供可以循環回到土壤中的碳和養分。在只有採伐樹幹時，殘體會被保留且所產生的殘體會分佈在採伐地點；然而當採用全樹採伐 (whole-tree harvesting) 時，殘體就會被收集以用於能源生產，或被堆積和被燃燒，進而造成殘體會從採伐地點流失。

2. 適用範圍

全球範圍都適用。

3. 對土壤有機碳庫存的衝擊

森林採伐的殘體移除對土壤有機碳庫存有不同的影響 (表 5) 。一些統合分析 (Clarke et al., 2015; James and Harrison, 2016; Hume et al., 2018) 和文獻回顧 (Johnson and Curtis, 2001; Thiffault et al., 2011; Clarke et al., 2015) 指出沒有明確證據顯示移除森林殘體後會減少土壤有機碳，然而其他研究則顯示土壤有機碳會顯著減少 (Johnson and Curtis 2001; Achat et al., 2015a, 2015b) 。殘體保留對於土壤有機碳能提供最大的好處是在地表有機層 (Clarke et al., 2015; Wan et al., 2018) 、粗

質地 (Oliveira et al., 2018; Wan et al., 2018) 和 / 或有機物含量低的土壤 (Thiffault et al., 2011) 、溫帶而非北方森林 (boreal forest) (Achat et al., 2015b) 、針葉林 (Johnson and Curtis, 2001) ，以及高採伐強度下 (Achat et al., 2015b) 。研究顯示在剛果民主共和國和巴西的桉樹林中，輪伐期短的全樹採伐會造成土壤有機碳損失非常大 (在 0~5 公分的土壤層中高達 50%) (Epron et al., 2015; Rocha et al., 2018) ；反之，在英國的泥炭土上的全樹採伐會讓土壤有機碳庫存比幹部採伐還高 (stem-only harvesting) (Vanguelova et al., 2010) 。

與溫帶或北方森林相比，很少有關於熱帶森林採伐後殘體處理的長期反應研究 (Achat et al., 2015b; Mayer et al., 2020) 。

表 5. 採伐後殘體保留的土壤有機碳庫存變化研究

| 地區 | 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 |
|-----|--------|--|--------------------|------------------------|--------------|-------------------------|-----------------------------|
| 各地 | 溫帶和亞熱帶 | 各種類 | 不適用 | 無 | 採伐後 1~20 年以上 | 文獻回顧 (53 項研究的彙編) | Thiffault et al. (2011) |
| 芬蘭 | 大陸型 | 不適用 | 不適用 | 0.69 | 10 | 林地 +0~10 公分礦質土 | Kaarakka et al. (2014) |
| 澳洲 | 地中海型 | 灰壤；鐵鋁土 | 54.7~72.7 | 0.62 | 5 | 0~20 公分 | Mendham et al. (2003; 2002) |
| 加拿大 | 大陸型 | 弱育土 (Inceptisols) ；淋澱土 (Spodosols) | 46~65 | -0.08~0.06 | 20 | 0~20 公分 (14 個地點) | Morris et al. (2019) |
| 芬蘭 | 大陸型 | | | 0.52 | 10~11 | 林地 +0~10 公分礦質土 (六個地點) | Smolander et al. (2015) |
| 巴西 | 熱帶 | 強淋溶土 (Acrisols) | 18.2~23.1 | 0.04~1.82 | 3 | 0~10 公分 | Oliveira et al. (2018) |

4. 該措施的其他效益

4.1. 改善土壤性質

透過在現場保留富含養分的物質（如樹葉和樹皮），殘體保留將與採伐有關的養分損失降至最低（Achat et al., 2015a; Pare and Thiffault, 2016）。殘體保留所增加的有機質能提高土壤的生物活性並促進早期建立穩定的微生物群落結構（Achat et al., 2015a; Baumann et al., 2009; Smolander et al., 2013）。保留伐木殘體可以減少皆伐和伐木作業期間的重型機械交通所造成的表土壓實（Achat et al., 2015a），進而緩解可能的土壤團粒破壞；殘體保留能增加土壤容積密度和土壤穿刺阻力（Ampoorter et al., 2007; Cambi et al., 2015; Carter et al., 2006）。

4.2. 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 | 在採伐後提供土壤覆蓋和保護土壤不被壓實，這可能會增加對侵蝕的敏感性，特別是在陡峭的地形上（Cambi et al., 2015）。 |
| 養分的失衡和循環 | 盡量減少採伐時的養分損失並將養分循環回到土壤中（Achat et al., 2015a; Pare and Thiffault, 2016）。 |
| 土壤酸化 | 土壤 pH 值和鹼基陽離子會略微增加，以及減少交換性酸和交換性氫和鋁（Achat et al., 2015a; Iwald et al., 2013; Johnson et al., 1991）。 |
| 土壤生物多樣性損失 | 增加土壤的有機質輸入以增加土壤的生物活性；提供棲息地給需要依賴枯木生存的生物（Ranius et al., 2018）。 |
| 土壤壓實 | 減少採伐期間的重型機械來往所造成的表土壓實（Achat et al., 2015a; Cambi et al., 2015）。 |
| 土壤水分管理 | 殘體可作為表面敷蓋以減少蒸發並在採伐後調節土壤溫度（Thiffault et al., 2011）。透過減少土壤壓實來增加水分滲透。 |

4.3. 產量增加（如食物、燃料、飼料、木材）

與採伐殘體的保留對於森林產量的影響會取決於地點。特別是因為這措施會促進森林土壤品質，所以也觀察到保留採伐殘體對於樹木生長會有正向影響（Achat et al., 2015a; Laclau et al., 2010; Rocha et al., 2018）。

4.4. 緩解和適應氣候變遷

殘體保留可以改善土壤品質和防止土壤退化，進而減少對肥料的需求。化石燃料被用於生產、運輸和施肥。

4.5. 社會經濟效益

殘體保留能透過減少與森林採伐相關的養分損失來減少肥料需求。透過緩解土壤壓實，殘體保留可以減少為改善土壤健康而採取的緩解措施的需求。

4.6. 該措施的其他效益

保留伐木殘體可以提供與野生動物棲息地、林下植被多樣性和水質相關的其他生態功能（Vance et al., 2018）。

5. 該措施的潛在缺點

5.1. 溫室氣體排放量增加

將原本可用在生質能源生產並進而減少化石燃料使用的採伐殘體保留在採伐現場，可能會對溫室氣體排放產生負向影響。與避免化石燃料排放所帶來的溫室氣體緩解效益相比，採伐殘體的移除所造成的土壤有機碳損失被認為可以忽略不計（Cowie et al., 2006）。在北方森林中，用森林殘體代替化石燃料可以將與能源生產相關的氣候影響減少 7~62%（Repo et al., 2012; Repo, Tuomi and Liski, 2011）。在計算溫室氣體淨排放量時，還必須考慮到殘體保留對於溫室氣體的潛在效益，如樹木生物量和土壤有機碳所增加的碳固存，以及可能減少的施肥。

5.2. 與其他措施的衝突

採伐殘體的保留會變成阻礙物，讓場地的準備工作無法進行或限制可以使用的機械。大量的殘體也會使機械或人工種植者難以進入並減少合適種植點的可用性。殘體保留也可能增加易發生野火的森林生態系統的火災風險，因為殘體增加了大量燃料（Vance et al., 2018）。

5.3. 產量減少（如食物、燃料、飼料、木材）

在某些情況下採伐殘體的保留可能會阻礙森林再生，特別是當殘體促進疾病、昆蟲或野火易燃性的情況下（Cleary et al., 2013; Vance et al., 2018）。在寒冷的地方，表面殘體可能會減少溫度和生長季節的長度，但也可能減少霜害（Thiffault et al., 2011）。在潮濕的地方，表面殘體可能阻礙蒸發並使生長條件變得不利。殘體保留也會因為妨礙土壤準備，減緩樹木再生和早期林分發展（Mayer et al., 2020）。

5.4. 其他衝突

在可以使用木質殘體作為生產生質能源的成熟市場地區，現場保留的殘體可能代表機會成本（He et al., 2016; Repo et al., 2015）。

6. 實行該措施前的建議

是否要保留或移除殘體仍須取決於具體情況。從土壤有機碳方面來看，殘體保留最有可能在短輪伐期的集約式森林栽培園、粗質地且土壤有機碳或養分含量低的土壤產生有利影響。殘體保留建議應用在移除殘體不經濟、操作上不可行或環境上非永續的情況下。因此，在決定森林殘體的保留或移除時，應考慮木材的最終用途、市場條件和運輸成本、機械可用性、對其他管理措施的要求（如場地準備、植樹或施肥）、森林對野火的易燃性、疾病和蟲害風險，以及與森林的交互作用。政策、法規、認證計劃、國家指導方針和作法指南需要被制定以確保森林生物質採伐的永續（Stupak et al., 2007）。在溫室氣體排放方面必須權衡採伐殘體用於生質能源（即替代化石燃料）的效益與保留殘體的潛在好處（如增加土壤有機碳、改善土壤品質、減少肥料需求）。

7. 採用該措施的潛在障礙

表 7. 採用該措施的潛在障礙

| 障礙 | |
|----------------|---|
| 生物物理 | 土地規模（小農無法投資專門的機械需求）。地形對機械化木材加工造成限制。大量燃料的積累形成容易發生野火的森林（Vance et al., 2018）。 |
| 文化 | 許多木材生產地（林業和農業）都是採用皆伐作業，需要先進行長期的知識建設來改變皆伐作業。 |
| 社會 | 殘體被認為雜亂而難以被森林所接受；移除殘體可以使森林標記更加明顯；另一方面，殘樁（stump，樹倒或被砍後遺留下的殘幹）採伐被認為是以「不關心」的方式對地面進行巨大干擾的負面效應（Ranius et al., 2018）。 |
| 經濟 | 有些地方可以透過收穫殘體來增加收入。需要有專門的機械來處理林地內的木材並在重新種植的作業期間處理木質碎屑。 |
| 機構 | 缺乏來自政府的經濟激勵措施和支持，包括補貼和為生態系統服務付費。 |
| 法律 (土地權利) | 有些地區缺乏政策規定和標準。 |
| 知識 / 可行性 | 需要進行區域評估；措施的複雜性（多層次）和其他管理措施的相互作用可能會阻礙採用。 |

實例照片



© Gabriel W. D. Ferreira

照片 3. 桉樹種植場的樹幹採伐

木材已被堆放以方便從現場移除，而收穫的殘體（樹枝、樹梢和樹根）被留在現場。
2014 年 1 月，巴西東南部米納斯吉拉斯州

參考文獻

- Achat, D.L., Deleuze, C., Landmann, G., Pousse, N., Ranger, J. & Augusto, L.** 2015a. Quantifying consequences of removing harvesting residues on forest soils and tree growth – A meta-analysis. *Forest Ecology and Management*, 348: 124–141. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.03.042>
- Achat, D.L., Fortin, M., Landmann, G., Ringeval, B. & Augusto, L.** 2015b. Forest soil carbon is threatened by intensive biomass harvesting. *Scientific Reports*, 5(1): 15991. <https://doi.org/10.1038/srep15991>
- Ampoorter, E., Goris, R., Cornelis, W.M. & Verheyen, K.** 2007. Impact of mechanized logging on compaction status of sandy forest soils. *Forest Ecology and Management*, 241(1–3): 162–174. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.01.019>
- Baumann, K., Marschner, P., Smernik, R.J. & Baldock, J.A.** 2009. Residue chemistry and microbial community structure during decomposition of eucalypt, wheat and vetch residues. *Soil Biology and Biochemistry*, 41(9): 1966–1975. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2009.06.022>
- Cambi, M., Certini, G., Neri, F. & Marchi, E.** 2015. The impact of heavy traffic on forest soils: A review. Elsevier B.V. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2014.11.022>
- Carter, M.C., Dean, T.J., Wang, Z. & Newbold, R.A.** 2006. Impacts of harvesting and postharvest treatments on soil bulk density, soil strength, and early growth of *Pinus taeda* in the Gulf Coastal Plain: A Long-Term Soil Productivity affiliated study. *Canadian Journal of Forest Research*, 36(3): 601–614. <https://doi.org/10.1139/x05-248>
- Clarke, N., Gunderson, P., Jönsson-Belyazid, U., Kjønaas, O.J., Persson, T., Sigurdsson, B.D., Stupak, I. & Vesterdal, L.** 2015. Influence of different tree-harvesting intensities on forest soil carbon stocks in boreal and northern temperate forest ecosystems. *Forest Ecology & Management*, 351: 9–19.
- Cleary, M.R., Arhipova, N., Morrison, D.J., Thomsen, I.M., Sturrock, R.N., Vasaitis, R., Gaitnicks, T. & Stenlid, J.** 2013. Stump removal to control root disease in Canada and Scandinavia: A synthesis of results from long-term trials. *Forest Ecology and Management*, 290: 5–14. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.05.040>
- Cowie, A.L., Smith, P. & Johnson, D.** 2006. Does soil carbon loss in biomass production systems negate the greenhouse benefits of bioenergy? *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 11: 979–1002.
- Epron, D., Mouanda, C., Mareschal, L. & Koutika, L.-S.** 2015. Impacts of organic residue management on the soil C dynamics in a tropical eucalypt plantation on a nutrient-poor sandy soil after three rotations. *Soil Biology and Biochemistry*, 85: 183–189.
- He, L., English, B.C., Menard, R.J. & Lambert, D.M.** 2016. Regional woody biomass supply and economic impacts from harvesting in the southern U.S. *Energy Economics*, 60: 151–161. <https://doi.org/10.1016/j.eneco.2016.09.007>

- Hume, A.M., Chen, H.Y. & Taylor A.R.** 2018. Intensive forest harvesting increases susceptibility of northern forest soils to carbon, nitrogen and phosphorus loss. *Journal of Applied Ecology*, 55: 246–255.
- Iwald, J., Löfgren, S., Stendahl, J. & Karlton, E.** 2013. Acidifying effect of removal of tree stumps and logging residues as compared to atmospheric deposition. *Forest Ecology and Management*, 290(2013): 49–58. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.06.022>
- James, J. & Harrison, R.** 2016. The effect of harvest on forest soil carbon: A meta-analysis. *Forests*, 7: 308
- Johnson, D.W. & Curtis, P.S.** 2001. Effects of forest management on soil C and N storage: meta analysis. *Forest Ecology and Management*, 140: 227–238.
- Johnson, C.E., Johnson, A.H. & Siccamo, T.G.** 1991. Whole-Tree Clear-Cutting Effects on Exchangeable Cations and Soil Acidity. *Soil Science Society of America Journal*, 55(2): 502.
<https://doi.org/10.2136/sssaj1991.03615995005500020035x>
- Kaarakka, L., Tamminen, P., Saarsalmi, A., Kukkola, M., Helmisaari, H.S. & Burton, A.J.** 2014. Effects of repeated whole-tree harvesting on soil properties and tree growth in a Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) stand. *Forest Ecology and Management*, 313: 180–187.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.11.009>
- Laclau, J.P., Levillain, J., Deleporte, P., Nzila, J.D.D., Bouillet, J.P., Saint André, L., Versini, A., Mareschal, L., Nouvellon, Y., Thongo M'Bou, A. & Ranger, J.** 2010. Organic residue mass at planting is an excellent predictor of tree growth in Eucalyptus plantations established on a sandy tropical soil. *Forest Ecology and Management*, 260(12): 2148–2159. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.09.007>
- Mayer, M., Prescott, C.E., Abaker, W.E.A., Augusto, L., Cécillon, L., Ferreira, G.W.D., James, J., Jandl, R., Katzensteiner, K., Laclau, J.-P., Laganière, J., Nouvellon, Y., Paré, D., Stanturf, J.A., Vanguelova, E.I. & Vesterdal, L.** 2020. Tamm Review: Influence of forest management activities on soil organic carbon stocks: A knowledge synthesis. *Forest Ecology and Management*, 466(March): 118127.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118127>
- Mendham, D.S., O'Connell, A.M., Grove, T.S. & Rance, S.J.** 2003. Residue management effects on soil carbon and nutrient contents and growth of second rotation eucalypts. *Forest Ecology and Management*, 181(3): 357–372. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(03\)00007-0](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(03)00007-0)
- Mendham, D.S., Sankaran, K. V, Connell, A.M.O. & Grove, T.S.** 2002. Eucalyptus globulus harvest residue management effects on soil carbon and microbial biomass at 1 and 5 years after plantation establishment. *Soil Biology and Biochemistry*, 34: 1903–1912. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(02\)00205-5](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(02)00205-5)
- Morris, D.M., Hazlett, P.W., Fleming, R.L., Kwiaton, M.M., Hawdon, L.A., Leblanc, J.-D., Primavera, M.J. & Weldon, T.P.** 2019. Effects of Biomass Removal Levels on Soil Carbon and Nutrient Reserves in Conifer-Dominated, Coarse-Textured Sites in Northern Ontario: 20-Year Results. *Soil Science Society of America Journal*, 83(s1): S116. <https://doi.org/10.2136/sssaj2018.08.0306>

Paré, D. & Thiffault, E. 2016. Nutrient Budgets in Forests Under Increased Biomass Harvesting Scenarios. *Current Forestry Reports*, 2(1): 81–91. <https://doi.org/10.1007/s40725-016-0030-3>

Oliveira, F.C.C., Silva, I.R., Ferreira, G.W.D., Soares, E.M.B., Silva, S.R. & Silva, E.F. 2018. Contribution of eucalyptus harvest residues and nitrogen fertilization to carbon stabilization in ultisols of southern bahia. *Revista Brasileira de Ciencia do Solo*, 42: 1–15. <https://doi.org/10.1590/18069657rbcs20160340>

Ranius, T., Hämäläinen, A., Egnell, G., Olsson, B., Eklöf, K., Stendahl, J., Rudolphi, J., Sténs, A. & Felton, A. 2018. The effects of logging residue extraction for energy on ecosystem services and biodiversity: A synthesis. *Journal of Environmental Management*, 209: 409–425. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.12.048>

Repo, A., Ahtikoski, A. & Liski, J. 2015. Cost of turning forest residue bioenergy to carbon neutral. *Forest Policy and Economics*, 57: 12–21. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2015.04.005>

Repo, A., Kankänen, R., Tuovinen, J.-P., Antikainen, R., Tuomi, M., Vanhala, P. & Liski, J. 2012. Forest bioenergy climate impact can be improved by allocating forest residue removal. *Global Change Biology Bioenergy*, 4: 202–212. <https://doi.org/10.1111/j.1757-1707.2011.01124.x>

Repo, A., Tuomi, M. & Liski, J. 2011. Indirect carbon dioxide emissions from producing bioenergy from forest harvest residues. *Global Change Biology Bioenergy*, 3: 107–115. <https://doi.org/10.1111/j.1757-1707.2010.01065.x>

Rocha, J.H.T., Gonçalves, J.L. de M., Brandani, C.B., Ferraz, A. de V., Franci, A.F., Marques, E.R.G., Arthur Junior, J.C. & Hubner, A. 2018. Forest residue removal decreases soil quality and affects wood productivity even with high rates of fertilizer application. *Forest Ecology and Management*, 430(April): 188–195. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.08.010>

Smolander, A., Kitunen, V., Kukkola, M. & Tamminen, P. 2013. Response of soil organic layer characteristics to logging residues in three Scots pine thinning stands. *Soil Biology and Biochemistry*, 66: 51–59. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2013.06.017>

Smolander, A., Saarsalmi, A. & Tamminen, P. 2015. Response of soil nutrient content, organic matter characteristics and growth of pine and spruce seedlings to logging residues. *Forest Ecology and Management*, 357: 117–125. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.07.019>

Stupak, I., Asikainen, A., Jonsell, M., Karlton, E., Lunnan, A., Mizaraité, D., Pasanen, K., Pärn H., Raulund-Rasmussen, K. & Röser D. 2007. Sustainable utilisation of forest biomass for energy—possibilities and problems: policy, legislation, certification, and recommendations and guidelines in the Nordic, Baltic, and other European countries. *Biomass Bioenergy*, 31: 666–684.

Thiffault, E., Hannam, K.D., Paré, D., Titus, B.D., Hazlett, P.W., Maynard, D.G. & Brais, S. 2011. Effects of forest biomass harvesting on soil productivity in boreal and temperate forests—A review. *Environmental Reviews*, 19(1): 278–309. <https://doi.org/10.1139/a11-009>

Vance, E.D., Prisley, S.P., Schilling, E.B., Tatum, V.L., Wigley, T.B., Lucier, A.A. & Van Deusen, P.C.
2018. Environmental implications of harvesting lower-value biomass in forests. *Forest Ecology and Management*, 407(May 2017): 47–56. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.10.023>

Vanguelova, E., Pitman, R., Luiro, J. & Helmisaari H.-S. 2010. Long term effects of whole tree harvesting on soil carbon and nutrient sustainability in the UK. *Biogeochemistry*, 101: 43-59.

Wan, X., Xiao, L., Vadéboncoeur, M.A., Johnson, C.E. & Huang, Z. 2018. Response of mineral soil carbon storage to harvest residue retention depends on soil texture: A meta-analysis. *Forest Ecology and Management*, 408(October 2017): 9–15. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.10.028>

4. 包含固氮物種 (inclusion of N fixing species)

Cindy E. Prescott, Sue J. Grayston

Faculty of Forestry, University of British Columbia, Vancouver, Canada
加拿大英屬哥倫比亞大學森林學院

1. 措施說明

一些樹種已經演化成與固氮細菌 (N-fixing bacteria) 有相互關聯，這些細菌會感染樹根、刺激根瘤形成以讓細菌在其中增殖，並消耗植物的能量化合物 (Binkley and Fisher, 2019)。這些細菌將大氣中的氮轉化為氨 (NH₃)，再轉化為胺基酸 (amino acid)，其中一些輸出到樹根並轉為樹木的生物量。被固定的氮會透過根或菌根的分泌物或作為樹的枯枝落葉被釋放到土壤中，這些樹的枯枝落葉會比來自於非固氮樹種具有較高濃度的氮。具有固氮根的樹屬〔以下稱為「固氮樹種」 (N-fixing tree species)〕包括豆科 (leguminous) 植物的幾個屬，如相思屬 (*Acacia*)、洋槐屬 (*Robinia*)、南洋楹屬 (*Falcataria*)、合歡屬 (*Albizia*)，和「放線菌根」 (*actinorhizal*) 樹種，如赤楊屬 (*Alnus*)、胡頹子屬 (*Eleagnus*) 和木麻黃屬 (*Casuarina*) (Binkley and Fisher, 2019)。固氮樹種的氮輸入量因物種和地點而異，但平均約為 75 公斤氮 / 公頃 / 年，這比典型的大氣沉降年度氮輸入率高出 10 倍以上 (Binkley and Fisher, 2019)。

固氮樹種在林業中具有多種用途，既可以在純林分 (pure stand) 也可以與其他物種混合使用。固氮樹種在純林分中被用來生產木材 (Huong et al., 2020)、恢復退化土壤 (Mailly and Margolis 1992; Frouz et al., 2009) 和產生薪柴 (fuelwood) (Mailly and Margolis, 1992)。固氮樹種的種植也會被安排在種植商業樹種之前，以改良土壤 (Voigtlaender et al., 2012)。一些固氮樹種被用於森林復育〔如夏威夷相思樹 (*Acacia koa*)；Gugger et al., 2018〕，或被用作培育物種，以促進其他本地樹種的再生 (Chaer et al., 2011)。固氮樹也與其他商業樹種如桉樹、松樹和洋松混合種植 (Forrester et al., 2006)。這種混合的潛在生態效益包括改善養分循環，土壤肥力，生物量的生產和碳固存。其他好處包括減少對肥料的需求，產品多樣化，改善風險管理和保護免受病蟲害 (Forrester et al., 2006)。

2. 適用範圍

固氮樹出現在熱帶和溫帶地區，但在亞熱帶和熱帶緯度地區最為豐富（Mayer et al., 2019）。在熱帶地區，合歡樹種最常被用於林業，偶爾也會使用銀合歡屬（*Leucaena*），木麻黃屬（*Casuarina*），合歡屬（*Albizia*）或象耳豆屬（*Enterolobium*）的樹種。在一些熱帶地區的桉樹人工林中使用直幹相思樹（*Acacia mangium*），而不使用無機肥料，以增加桉樹的產量。相思屬也被種植在單作栽培中，特別是在東南亞（Koutika and Richardson, 2019）。直幹相思樹和耳莢相思樹（*Acacia auriculiformis*）的種植對小型混農林業特別重要，為處境不利的農民提供重要收入（Huong et al., 2020）。在中國亞熱帶地區，直幹相思樹和格木（*Erythrophleum fordii*）已被廣泛用於恢復衰退的土壤（Luo et al., 2016）。在溫帶地區，固氮樹種大多屬於洋槐屬或赤楊屬，少數的是金雀花屬（*Caragana*）（Marron and Epron, 2019）。

3. 對土壤有機碳庫存的衝擊

溫帶和熱帶地區的一些研究表明，在地面生產力相似的情況下，固氮樹種的土壤碳固存量大於非固氮樹種（Forrester et al., 2013; Binkley and Fisher, 2019）。對固氮樹種和非固氮樹種的相鄰林分進行比較，發現固氮樹種下的土壤碳含量多出 20~100%；這相當於固氮林的土壤碳積累量比類似的非固氮林多 0.5~1.2 噸 / 公頃 / 年（Resh, Binkley and Parotta, 2002）。Binkley (2005) 分析了溫帶和熱帶森林中固氮樹種的 19 個案例研究，報告指出，相對於非固氮樹種，土壤中的碳累積率平均為 0.87 噸 / 公頃 / 年。總體來說，這些土壤每積累 1 克氮，就會積累約 12~15 克的碳。在一項針對北方溫帶森林的統合分析中，Nave 等人（2009）報告指出，在固氮植被的作用下，礦物土壤有機碳的儲量明顯增加（+12%）（表 8）。

在衰退的土壤上，如採礦後的地區（Frouz et al., 2009）、受侵蝕土壤（Zhang et al., 2018），或在稀樹草原（savannas）新植造林（afforestation）後（Tang and Li, 2013），固氮樹比其他物種更快增加土壤有機碳庫存。將固氮相思樹納入桉樹人工林，可以在一次輪伐後增加土壤有機碳庫存（Forrester et al., 2013; Koutika et al., 2014; Voigtlaender et al., 2019）。固氮樹下的土壤碳增加率較高，這是因為固氮樹增加的有機物穩定性較高，以及較老土壤的有機物分解率降低（Kaye et al., 2002; Resh, Binkley and Parotta, 2002）。

表 8. 增加固氮樹種土壤有機碳庫存變化情況報告

| 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 | 更多資訊 | 參考文獻 |
|--|---------|---|------------------|----------------------|----------|-------------|------------------------|--------------------------------------|
| 全球 | 熱帶和溫帶地區 | 各種類型 | | 0.87 0.25~1.80 | - | - | 19 個案例研究 | Binkley (2005) |
| 加拿大卑詩省和美國華盛頓州 | | 簡育正常淋濕土 (Haplorthod) · 夏旱淡色弱育土 (Xerochrept) | | 1.13 | 23 | O+ 頂部 50 公分 | 美國赤楊混合與純花旗松的對比 · 貧瘠的區域 | Binkley (1983) |
| | | | | 0.53 | 23 | O+ 頂部 50 公分 | 美國赤楊混合與純花旗松的對比 · 肥沃的區域 | |
| 美國華盛頓州西南部 | | 簡育黑瘠弱育土 (Haplumbrept) | 不適用 | 0.43~0.48 | 58 | O+ 頂部 90 公分 | 美國赤楊混合與純花旗松的對比 | Binkley et al. (1992) |
| 美國華盛頓州西部 | | 始新世玄武岩 (Eocene basalt) (Biostfort 土系) | | 0.75 | 40 | O+ 頂部 20 公分 | 美國赤楊混合與純花旗松的對比 | Bormann and DeBell (1981) |
| 加拿大卑詩省 | | 簡育正常淋濕土 (Haplorthod=Humo Ferric Podzol) | | 0.63 | 23 | O+ 頂部 50 公分 | 櫟木混合與純花旗松的對比 | Binkley, Louisier and Cromack (1984) |
| 剛果共和國黑角 (Pointe-Noire, Democratic Republic of the Congo) | 熱帶濕潤氣候 | 鐵鋁砂質土 (Ferralsic Arenosol) | 15.9 | 0.27 | 7 | 頂部 25 公分 | 相思樹混合與純桉樹的對比 | Koutika et al. (2014) |
| 巴西 | | 鐵鋁土 (Ferralsols) | | -0.22 | 6 | O+ 頂部 15 公分 | | Voigtlaender et al. (2012) |
| | | 火山灰簡育黑瘠弱育土 Andic Haplumbrepts) | 138 | 1.17 | 19 | O+ 頂部 45 公分 | 美國赤楊與純花旗松混合 | Rothe et al. (2002) |

| 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 | 更多資訊 | 參考文獻 | |
|------------|-------|--|------------------|----------------------|----------|--------------|---|--|--|
| 美國俄勒岡州沿海地區 | 暖溫帶濕潤 | 低鹽基灰燼弱育土 (Dystrandeppt) | 35.6 | 1.19~1.81 | 12 | 頂部 30 公分 | 山茱萸 (<i>Ceanothus</i>) 與花旗松 (<i>Pseudotsuga menziesii</i>) 的對比 | Binkley, Cromack and Fredriksen (1982) | |
| 澳洲維多利亞州 | | 鈉質土 (Sodosol) · 結皮土 (Dermosol) · 脆軟土 (Tenosol) · 初育土 (Rudosol) | 31~43 | 1.00~1.44 | 9~17 | 前 10 公分 | 黑荊 (<i>Acacia mearnsi</i>) | Kasel et al. (2011) | |
| 澳洲東南部 | | 不適用 | | 0.26 -0.07 | 14 | 頂部 20 公分 | 相思屬樹種 (<i>Acacia dealbata</i>) 與桉樹的對比 相思屬樹種 (<i>Acacia implexa</i>) 與桉樹的對比 | Hoogmoed et al. (2014) | |
| 塞內加爾 | 熱帶乾燥 | 風積土 | 不適用 | 0.32 | 34 | O+ 頂部 100 公分 | 木麻黃 | Mailly and Margolis (1992) | |
| 夏威夷 | 熱帶潮濕 | 多水濕潤灰燼土 (hydrunderic) | | 0.77 | 15 | 頂部 40 公分 | 合歡與桉樹的對比 | Resh, Binkley and Parotta (2002) | |
| | | 多水濕潤灰燼土 (Andisol) | | 1.40 | | 頂部 50 公分 | | Kaye et al. (2000) | |
| | | 多水灰燼弱育土 (Hydrandeppt) | | 128 | 1.1 | 前 100 公分 | | Garcia-Montiel and Binkley (1998) | |
| 美國波多黎各 | 熱帶濕潤 | 簡育暫乾膨轉土 (haplusters) | 不適用 | 1.25 | 16 | 頂部 40 公分 | 木麻黃與桉樹的對比 | Resh et al. (2002) | |
| | | 熱帶砂質新成土 (Troposammets) | | 0.42 | 7 | | 銀合歡與桉樹的對比 | | |
| | | | | 1.62 | 16 | | | | |
| | | | | 0.71 | 7 | | | | |
| 澳洲維多利亞州 | 暖溫帶 | Acrisols (強淋溶土) Dermosols (脆軟土) | 68 | 2.0 | 8 | 頂部 30 公分 | 相思屬樹種與桉樹的組合 | Forrester et al. (2013) | |

4. 該措施的其他效益

4.1. 改善土壤性質

當用於退化土壤土地的新植造林和更新造林時，固氮樹種有可能增加養分含量和循環（Koutika et al., 2017; Voigtländer et al., 2019），減少地表逕流和增加水分滲透（Paula et al., 2019），並增加蚯蚓密度（Zou, 1993）和團粒形成（Garay et al., 2004）。在澳洲東南部的人工林，黑荊 (*Acacia mearnsii*) 樹下的大團粒土壤有機碳匯比桉樹和其他相思屬樹種的土壤有機碳池增加至少四倍（Kasel et al., 2011）。當桉樹與黑荊混合系統生長時，桉樹根部被叢枝菌根真菌（arbuscular mycorrhizal fungi, AMF）定殖，土壤中的酸性和鹼性磷酸酶活性明顯提高（Bini et al., 2018）。

4.2. 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 | 用固氮樹新植造林和更新造林有助於控制侵蝕（Vítková et al., 2017）；相思樹在巴西用於控制溝壑（gully）侵蝕（Chaer et al., 2011）。木麻黃 (<i>Casuarina equisetifolia</i>) 用於保護海岸和穩定漂移的沙丘（Mailly and Margolis, 1992）。 |
| 養分的失衡和循環 | 固氮的樹種會增加氮的含量和有效性，特別是在貧氮的土壤中（Binkley and Fisher, 2019）。樺木也會增加土壤的磷循環（Giardina et al., 1995）。放線菌根固氮樹可以加速岩石風化，從而提高其對多種岩石來源的養分獲取（Perakis and Pett-Ridge, 2019）。 |
| 土壤生物多樣性損失 | 在有固氮樹種下，有較多的細菌、較少的真菌和更多的蚯蚓（Zou, 1993）。比起桉樹，直幹相思樹下有更多轉化枯枝落葉的大型節肢動物，特別是馬陸（millipede）（Pellens and Garay, 1999; Zagato et al., 2020）。桉樹和相思樹混合人工林的土壤大型動物豐富度和多樣性，比任何一個純物種人工林高（Zagato et al., 2020）。土壤細菌組成的轉變（Pereira et al., 2017）。 |
| 土壤水分管理 | 在新植造林和土地復育中使用的固氮樹種可緩和水流量。 |

4.3. 產量增加（如食物、燃料、飼料、木材）

含有固氮樹種和其他樹種（如桉樹）的混合林場已被提議用於提高缺氮土壤地區的生產力（Paula et al., 2019）。在對 34 個人工林的 148 個案例研究的統合分析中，固氮和非固氮物種比例幾乎相等的混合人工林通常比單一人工林更有生產力（Marron and Epron, 2019）。平均而言，混合樹種的產量比非固氮單一樹種的產量高 18%。在生產力較低的地點，混合樹種林分增加的幅度更大（Marron and Epron, 2019）。

在種植更有價值的商業樹種之前，輪流種植固氮樹可以改善場地肥力。例如，在夏威夷收獲了一塊 20 年的純桉樹和純南洋楹 (*Falcataria*) 的樣區，並在這些樣區上重新種植相同或相反的樹種。與兩代都有桉樹的土壤相比，第一代富含南洋楹的土壤有兩倍的土壤有效氮，而且桉樹的生長率幾乎是兩倍（Binkley and Fisher, 2019）。在巴西，將直幹相思樹與桉樹間作，即使只輪伐一次，也會讓土壤中的氮含量提高很多（Voigtlaender et al., 2019; Paula et al., 2019）。

4.4. 緩解和適應氣候變遷

使用固氮樹種可以減少對氮肥的需求，因此可以消除與氮肥生產、分配和灌溉有關的溫室氣體排放（Paula et al., 2019）。

非固氮樹種和固氮樹種的混合人工林比非固氮樹種（如桉樹）的純人工林還可以固存更多的碳（Forrester et al., 2006, 2013）。

4.5. 社會經濟效益

混合人工林比單一人工林提供更多元化的產品（Paula et al., 2019）。快速生長的外來物種，如桉樹屬 (*Eucalyptus* sp.) 或松屬 (*Pinus* sp.)，與固氮樹，如直幹相思樹或黑荊的混合林，有可能在同一地區提供多元的產品，包括木材、木柴、木炭、單寧、樹脂和精油（Paula et al., 2019）。與快速生長的固氮樹和桉樹間作種植，有助於恢復衰退地區，提升巴西喜拉朵 (*Cerrado*) 和亞馬遜地區中小農民的經濟（Paula et al., 2019）。在巴西，固氮樹如刺桐屬 (*Erythrina* spp.)，被用來生產遮蔭栽種的可可樹林（Gama-Rodrigues, 2020）。

在中歐，使用洋槐 (*Robinia*) 新植造林的傳統已經使它成為一些國家經濟的部份重要組成。除了有價值的抗性木材（resistant wood）外，洋槐（蜜源植物）還被用於製造蜂蜜，最近還被用於生產枯木（Vítková et al., 2017）。

4.6. 該措施的附加效益

混合樹種的人工林（包括含有固氮樹種的人工林）可能比單一樹種的人工林能更好的防止病蟲害（Marron and Epron, 2019）。混合樹種可以減少專門的食草性昆蟲（insect herbivores）平均重量直徑（mean weight diameter）對個別易感樹種的影響，以及特定的病原體對宿主樹種的影響（Bauhus et al., 2017）。

使用固氮樹種新植造林和更新造林，可以藉由創造有利於需要更多養分需求的原生樹種的建立和生長條件，促進毀林（deforested）和退化土壤上天然森林的恢復（Yang et al., 2009; Root-Bernstein et al., 2017）。例如，在熱帶地區，龍腦香植物會在相思屬樹種的空隙中生長（Norisada and Kojima, 2005）。在巴西北部的亞馬遜州，在種植固氮樹種的林下，再生的本地植物物種的生物量和豐富度，比種植非固氮樹種的地區高（Chaer et al., 2011）。

5. 該措施的潛在缺點

5.1. 權衡對土壤功能的其他威脅

固氮物種引起的變化可能類似於大氣氮沉降或氮肥施用的變化—土壤酸化，硝酸鹽（NO₃）升高，以及藉由硝酸鹽淋洗和氧化亞氮排放增加氮損失。

透過固氮作用添加氮可能產生或加劇磷缺乏，特別是在低有機物質和低磷存量或磷吸附力高的土壤（Sitters, Edwards and Olde Venterink, 2013; de Carvalho Balieiro et al., 2020）。

表 10. 土壤威脅

| 土壤威脅 | |
|----------|---|
| 養分的失衡和循環 | 固氮增加了對土壤養分磷和鉻的需求，所以施肥可能是必要的，以實現生長潛力（Augusto et al., 2013; Dynarski, Pett-Ridge and Perakis, 2020; Mailly and Margolis, 1992）。在夏威夷，合歡屬的磷供應在一次輪伐中耗盡（Binkley et al., 2000）。拿掉固氮樹種後，土壤的硝酸鹽持續增加了 10 年（Nsikani et al., 2017）。 |
| 土壤酸化 | 較多的土壤氮與土壤 pH 值和交換性鈣（Ca）、鎂（Mg）和鉀（K）的下降有關（Yamashita, Ohta and Hardiono, 2008; Binkley and Fisher, 2019）。 |
| 土壤水分管理 | 來自赤楊的更多土壤氮，與硝酸鹽的淋洗作用增加和鋁活化作用有關（Perakis et al., 2013），並對水體造成相關汙染。 |

5.2. 溫室氣體排放量增加

在溫帶地區，橫跨瑞士海拔高度的 12 個地點相比，赤楊屬的固氮作用增加了氧化亞氮排放量 (Buhlmann et al., 2017)。一些研究發現，在赤楊樹下的土壤溶液中，氮的濃度更高，主要是硝酸鹽 (Binkley et al., 1992; Buhlmann, Körner and Hiltbrunner, 2016)，赤楊樹與非固氮植被相比，脫氮作用 (denitrification) 增強 (Mogge, Kaiser and Munch, 1998)。在瑞士 (0.2~1.7 公斤氧化亞氮態氮 (N_2O-N) / 公頃 / 季；Buhlmann et al., 2017)、德國南部 (0.5~1.0 公斤氧化亞氮態氮 / 公頃 / 年；Eickenscheidt et al., 2014；以及 3.1 公斤氧化亞氮態氮 / 公頃 / 年 (Warlo et al., 2019) 和德國北部 (0.8~7.3 公斤氧化亞氮態氮 / 公頃 / 年；Mogge, Kaiser and Munch, 1998)。較高的氧化亞氮排放率與以下情況有關。Buhlmann 等人 (2017) 估計，瑞士的赤楊 (*Alnus viridis*) 林分在每個生長季節 (6 月中旬~10 月中旬) 會釋放 130 噸氧化亞氮態氮，代表這種溫室氣體佔瑞士總排放量的 1.5% (FOEN, 2015)。

在熱帶地區，豆科植物的種植提高土壤中的氮有效性，使這些人工林成為可能的氧化亞氮來源 (IPCC, 2003)。相思樹是工業化栽培的重要豆科樹種，因為它生長迅速，耐受酸性和養分貧瘠的土壤，到 2000 年，熱帶和亞熱帶地區種植了超過 800 萬公頃的相思樹，96% 在亞洲 (FAO, 2001)。在亞洲熱帶地區的豆科植物人工林，其刺激氧化亞氮排放已被記錄 (Arai et al., 2008)，這些樹木不是本地森林的主要組成部分 (Primack and Corlett, 2005)。在印尼，含有本地固氮樹種的相思樹人工林或熱帶次生林的氧化亞氮年通量比沒有固氮樹種的次生林高八倍 (2.56 公斤氧化亞氮 / 公頃 / 年) (Arai et al., 2008; Konda et al., 2008; Erickson et al., 2001)。在中國南部，耳果相思 (*Acacia auriculiformis*) 人工林的氧化亞氮排放量 (2.3 公斤氧化亞氮態氮 / 公頃 / 年) 明顯高於尾葉桉 (*Eucalyptus urophylla*) (1.9 公斤氧化亞氮態氮 / 公頃 / 年)，並被氮肥進一步刺激到 3.1 公斤氧化亞氮態氮 / 公頃 / 年 (Zhang et al., 2014)。這表明，氧化亞氮排放的增加是由固定氮輸入造成的，並進一步表明，大氣中氮沉積增加將增加熱帶地區豆科人工林的氧化亞氮排放。在相思樹林分中添加磷和氮，可以減緩氧化亞氮的通量增加 (從 3.1 減少到 2.7 公斤氧化亞氮態氮)，因為在磷供應增加的情況下，植被對氮的吸收增加了 (Zhang et al., 2014)。熱帶森林中的氧化亞氮排放有明顯的季節性波動，濕季的排放量比乾季高。由於更嚴重的缺氧土壤狀況，脫氮作用在濕季會加速 (Werner et al., 2007; Arai et al., 2008; Konda et al., 2010)。

5.3. 與其他措施的衝突

相對於商業樹種的單一作物連作，商業樹種與固氮樹種的混合種植在管理上可能更具挑戰性。

5.4. 產量減少（如食物、燃料、飼料、木材）

當混合種植時，固氮樹種有可能搶奪氮以外的資源，減少商業樹種的生產力 (Lavery et al., 2004)。混合樹種人工林（即當混合種植比單一作物連作更有生產力時）是否能成功是很難預測的，但在限制氮生產的地方最有可能成功 (Marron and Epron, 2019)。

5.5. 其他衝突

將固氮樹種引進自然分布範圍之外的地區，也一樣會有與引入任何非本地物種相關的風險，再加上固氮樹種的競爭優勢可以使其具有入侵性，如中歐的洋槐 (*Robinia pseudoacacia*) (Vítková et al., 2017)，熱帶和亞熱帶地區的直幹相思 (*Acacia mangium*) 和南洋楹 (*Falcataria moluccana*) (Hughes et al., 2013; Koutika and Richardson, 2019)。雖然入侵的固氮樹種在世界各地的熱帶和亞熱帶牧場有負面影響的報導，但外來的固氮樹種（包括洋槐屬和相思樹屬）仍在許多地區被使用來滿足人們的需求，且沒有重大的入侵風險 (Richardson et al., 2011)。有人建議採取分層的方法，藉由結合一些地區容許種植和一些地區嚴格根除的方式，以可永續使用固氮樹種 (Vítková et al., 2017)。建議在種植新的固氮樹種之前進行侵入風險評估 (Koutika and Richardson, 2019)。

6. 實行該措施前的建議

- ◆ 評估物種成為入侵物種的可能性。
- ◆ 調查候選樹種的潛在最終用途和市場。
- ◆ 調查當地人對物種的看法。
- ◆ 確定最適合該地的固氮樹種和基因型，如果是混合種植，則要確定配套的樹種。
- ◆ 確認該地的生產力主要受制於氮。
- ◆ 評估除了氮以外，其他養分缺乏的可能性。
- ◆ 混合或輪換物種，以避免相對於其他養分而言，氮過量的後果。

7. 採用該措施的潛在障礙

表 11. 採用該措施的潛在障礙

| 障礙 | 有 / 無 | |
|------|-------|--|
| 生物物理 | 有 | 場地生產力必須為氮限制；場地條件必須適合固氮物種。 |
| 文化 | 有 | 傳統上可能不會使用固氮樹種。 |
| 社會 | 有 | 必須權衡物種成為入侵物種的風險；當地人對物種有利條件的期待。 |
| 經濟 | 有 | 潛在整體生產力下降的可能性，以及額外的管理成本。需要開發固氮樹種的產品市場。 |
| 知識 | 有 | 需要更充分了解影響商業樹種生產力的因子，以及對乾旱、病害和蟲害的關聯。 |

實例照片



照片 4. 在婆羅洲沙勞越 (Sarawak) 的民都魯 (Bintulu) 附近種植的直幹相思樹 (馬來西亞)

表 12. 第 4 冊和第 6 冊中的相關案例研究

| 標題 | 地區 | 研究時間 (年) | 冊數 | 案例研究 編號 |
|-------------------|----|---------------|----|------------|
| 剛果沿海平原貧瘠砂土的土壤肥力改善 | 非洲 | 7 | 6 | 1 |

參考文獻

- Arai, S., Ishizuka, S., Ohta, S., Ansori, S., Tokuchi, N., Tanaka, N. & Hardjono, A.** 2008. Potential N₂O emissions from leguminous tree plantation soils in the humid tropics. *Global Biogeochemical Cycles*, 22: GB2028. <https://doi.org/10.1029/2007GB002965>.
- Augusto, L., Delerue, F., Gallet-Budynek, A. & Achat, D.L.** 2013. Global assessment of limitation to symbiotic nitrogen fixation by phosphorus availability in terrestrial ecosystems using a meta-analysis approach. *Global Biogeochemical Cycles*, 27: 1–12. <https://doi.org/10.1002/gbc.20069>
- Bauhus J., Forrester D.I., Gardiner B., Jactel H., Vallejo, R. & Pretzsch, H.** 2017. Ecological stability of mixed-species forests. In Pretzsch, H., Forrester, D. & Bauhus, J. (Eds.) *Mixed-Species Forests*. Springer, Berlin, Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-662-54553-9_7
- Bini, D., Santos, C.A., Silva, M.C.P., Bonfim, J.A. & Cardoso, E.J.B.N.** 2018. Intercropping *Acacia mangium* stimulates AMF colonization and soil phosphatase activity in *Eucalyptus grandis*. *Scientia Agricola*, 75(2): 102–110. <https://doi.org/10.1590/1678-992x-2016-0337>
- Binkley, D.** 1983. Interaction of site fertility and red alder on ecosystem production in Douglas-fir plantations. *Forest Ecology and Management*, 5: 215–227. [https://doi.org/10.1016/0378-1127\(83\)90073-7](https://doi.org/10.1016/0378-1127(83)90073-7)
- Binkley, D.** 2005. How nitrogen-fixing trees change soil carbon. In Binkley D. & Menyailo, O. (Eds.) *Tree species effects on soils: implications for global change*. pp 155–164.
- Binkley, D.J., Lousier, D. & Cromack, K.** 1984. Ecosystem effects of sitka alder in a Douglas-fir plantation. *Forest Science*, 30(1): 26–35. <https://doi.org/10.1093/forestscience/30.1.26>
- Binkley, D., Cromack, K. Jr. & Fredriksen, R.L.** 1982. Nitrogen accretion and availability in some snowbrush ecosystems. *Forest Science*, 28(4): 720–724. <https://doi.org/10.1093/forestscience/28.4.720>
- Binkley, D., Sollins, P., Bell, R., Sachs, D. & Myrold, D.** 1992. Biogeochemistry of adjacent conifer and alder/conifer ecosystems. *Ecology*, 73: 2022–2034. <https://doi.org/10.2307/1941452>
- Binkley, D. & Fisher, R.F.** 2019. *Ecology and Management of Forest Soils*. Fifth Edition ISBN: 978-1-119-45565-3 Wiley-Blackwell 456 pp.
- Binkley, D., Giardina, C. & Bashkin, M.A.** 2000. Soil phosphorus pools and supply under the influence of *Eucalyptus saligna* and nitrogen-fixing *Albizia falcataria*. *Forest Ecology and Management*, 128: 241–247. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(99\)00138-3](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(99)00138-3)
- Bormann, B.T. & DeBell, D.S.** 1981. Nitrogen content and other soil properties related to age of red alder stands. *Soil Science Society of America Journal*, 45: 428–432. <https://doi.org/10.2136/sssaj1981.03615995004500020038x>
- Bühlmann, T., Körner, C. & Hiltbrunner, E.** 2016. Shrub Expansion of *Alnus viridis* Drives Former Montane Grassland into Nitrogen Saturation. *Ecosystems*, 19(6): 968–985. <https://doi.org/10.1007/s10021-016-9979-9>

- Bühlmann, T., Caprez, R., Hiltbrunner, E., Körner, C. & Niklaus, P.A.** 2017. Nitrogen fixation by *Alnus* species boosts soil nitrous oxide emissions. *European Journal of Soil Science*, 68(5): 740-748. <https://doi.org/10.1111/ejss.12457>
- Chaer, G.M., Resende, A.S., Campello, E.F.C., Miana de Faria, S. & Boddey, R.M.** 2011. Nitrogen-fixing legume tree species for the reclamation of severely degraded lands in Brazil. *Tree Physiology*, 31(2): 139–149. <https://doi.org/10.1093/treephys/tpq116>
- de Carvalho Balieiro, F., Cesário, F.V. & Santos, F.M.** 2020. Litter decomposition and soil carbon stocks in mixed plantations of Eucalyptus spp. and nitrogen-fixing trees. In Nogueira Cardoso, E. Bran, Gonçalves, J., Balieiro, F. & Franco, A. (Eds.) *Mixed plantations of Eucalyptus and leguminous trees*. pp. 57-90 Springer, Cham. 280 pp. https://doi.org/10.1007/978-3-030-32365-3_4
- Dynarski, K.A., Pett-Ridge, J.C. & Perakis, S.S.** 2020. Decadal-scale decoupling of soil phosphorus and molybdenum cycles by temperate nitrogen-fixing trees. *Biogeochemistry*, 149: 355–371. <https://doi.org/10.1007/s10533-020-00680-9>
- Eickenscheidt, T., Heinichen, J., Augustin, J., Freibauer, A. & Drösler, M.** 2014. Nitrogen mineralization and gaseous nitrogen losses from waterlogged and drained organic soils in a black alder (*Alnus glutinosa* (L.) Gaertn.) forest. *Biogeosciences*, 11, 2961–2976. <https://doi.org/10.5194/bg-11-2961-2014>
- Erickson, H., Keller, M. & Davidson, E.A.** 2001. Nitrogen oxide fluxes and nitrogen cycling during postagricultural succession and forest fertilization in the humid tropics. *Ecosystems*, 4: 67-84. <https://doi.org/10.1007/s100210000060>
- FAO.** 2001. *Global Forest Resources Assessment 2000*. 479 pp. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
- FOEN.** 2015. *Switzerland's Greenhouse Gas Inventory 1990–2013: National Inventory Report, Including Reporting Elements Under the Kyoto Protocol*. Submission of 15 April 2015 under the United Nations Framework Convention on Climate Change and under the Kyoto Protocol. Federal Office for the Environment FOEN, Bern.
- Forrester, D.I., Bauhus, J., Cowie, A.L. & Vanclay, J.K.** 2006. Mixed-species plantations of Eucalyptus with nitrogen-fixing trees: A review. *Forest Ecology and Management*, 233: 211–230. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.05.012>
- Forrester, D.I., Pares, A., O'Hara, C., Khanna, P.K. & Bauhus, J.** 2013. Soil organic carbon is increased in mixed-species plantations of Eucalyptus and nitrogen-fixing Acacia. *Ecosystems*, 16: 123–132. <https://doi.org/10.1007/s10021-012-9600-9>
- Frouz, J., Pižl, V., Cienciala, E. & Kalčík, J.** 2009. Carbon storage in post-mining forest soil, the role of tree biomass and soil bioturbation. *Biogeochemistry*, 94: 111-121. <https://doi.org/10.1007/s10533-009-9313-0>

- Gama-Rodrigues A.C.** 2020. Multifunctional mixed-forest plantations: The use of Brazilian native leguminous tree species for sustainable rural development. In Bran Nogueira Cardoso, E., Gonçalves, J., Balieiro, F. & Franco, A. (Eds.) *Mixed plantations of Eucalyptus and leguminous trees*. pp. 241-256 Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-030-32365-3_12
- Garay, I., Pellens, R., Kindel, A., Barros, E. & Franco, A.I.A.** 2004. Evaluation of soil conditions in fast growing plantations of *Eucalyptus grandis* and *Acacia mangium* in Brazil: A contribution to the study of sustainable land use. *Applied Soil Ecology*, 27: 177–187. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2004.03.007>
- Garcia-Montiel, D. & Binkley, D.** 1998. Effect of *Eucalyptus saligna* and *Albizia falcataria* on soil processes and nitrogen supply in Hawaii. *Oecologia*, 113: 547–556. <https://doi.org/10.1007/s004420050408>
- Giardina, C.P., Huffman, S., Binkley, D. & Caldwell, B.A.** 1995. Alders increase soil phosphorus availability in a Douglas fir plantation. *Canadian Journal of Forest Research*, 25: 1652–1657. <https://doi.org/10.1139/x95-179>
- Gugger, P.F., Liang, C.T., Sork, V.L., Hodgkiss, P & Wright, J.W.** 2018. Applying landscape genomic tools to forest management and restoration of Hawaiian koa (*Acacia koa*) in a changing environment. *Evolutionary Applications*, 11(2): 231-242. <https://doi.org/10.1111/eva.12534>
- Hoogmoed, M., Cunningham, S.C., Baker, P.J., Beringer, J. & Cavagnaro, T.R.** 2014. Is there more soil carbon under nitrogen-fixing trees than under non-nitrogen-fixing trees in mixed-species restoration plantings? *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 188: 80–84. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.02.013>
- Hughes R.F., Johnson, M.T. & Uowolo, A.** 2013. *The invasive alien tree Falcataria moluccana: Its impacts and management*. Proceedings of the XIII International Symposium on Biological Control of Weeds, Waikoloa, Hawaii, USA, 11-16 September, 2011. pp.218-223. USDA Forest Service, Pacific Southwest Research Station, Institute of Pacific Islands Forestry, Hilo, USA.
- Huong, V.D., Nambiar, E.K.S., Hai, N.X., Ha, K.M. & Dang, N.V.** 2020. Sustainable management of *Acacia auriculiformis* plantations for wood production over four successive rotations in South Vietnam. *Forests*, 11, 550.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC).** 2003, Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry. Penman, J. *et al.*, (Eds.). 599 pp., Institute for Global Environmental Strategies for the IPCC, Kanagawa.
- Kasel, S. Singh, S., Sanders, G.J. & Bennett, L.T.** 2011. Species-specific effects of native trees on soil organic carbon in biodiverse plantings across north-central Victoria, Australia. *Geoderma*, 161(1-2): 95–106. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2010.12.014>
- Kaye, J.P., Resh, S.C., Kaye, M.W. & Chinner, R.A.** 2000. Nutrient and carbon dynamics in a replacement series of Eucalyptus and Albizia trees. *Ecology*, 81: 3267-3273. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2000\)081\[3267:NACDIA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2000)081[3267:NACDIA]2.0.CO;2)

Kaye, J.P., Binkley, D., Zou, X. & Parrotta, J.A. 2002. Non-labile soil 15Nitrogen retention beneath three tree species in a tropical plantation. *Soil Science Society of America Journal*, 66: 612-619.
<https://doi.org/10.2136/sssaj2002.6120>

Konda, R., Ohta, S., Ishizuka, S., Arai, S., Ansori, S., Tanaka, N. & Hardjono, A. 2008. Spatial structures of N₂O, CO₂, and CH₄ fluxes from *Acacia mangium* plantation soils during a relatively dry season in Indonesia. *Soil Biology & Biochemistry*, 40: 3020-3030.

Konda, R., Ohta, S., Ishizuka, S., Heriyanto, J. & Wicaksono, A. 2010. Seasonal changes in the spatial structures of N₂O, CO₂, and CH₄ fluxes from *Acacia mangium* plantation soils in Indonesia. *Soil Biology & Biochemistry*, 42:1512-1522. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2010.05.022>

Koutika, L.S., Epron, D., Bouillet, J.P. & Mareschal, L. 2014. Changes in N and C concentrations, soil acidity and P availability in tropical mixed acacia and eucalypt plantations on a nutrient-poor sandy soil. *Plant and Soil*, 379: 205–216.

Koutika, L.S., Tchichelle, S.V., Mareschal, L. & Epron, D. 2017. Nitrogen dynamics in a nutrient-poor soil under mixed-species plantations of eucalypts and acacias. *Soil Biology & Biochemistry*, 108: 84–90.
<https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2017.01.023>

Koutika, L.S. & Richardson, D.M. 2019. *Acacia mangium* Willd: benefits and threats associated with its increasing use around the world. *Forest Ecosystems*, 6(2). <https://doi.org/10.1186/s40663-019-0159-1>

Lavery, J.M., Comeau, P.G. & Prescott, C.E. 2004. The influence of red alder patches on light, litterfall, and soil nutrients in adjacent conifer stands. *Canadian Journal of Forest Research*, 34: 56-64.
<https://doi.org/10.1139/x03-194>

Luo, D., Cheng, R., Shi, Z., Wang, W., Xu, G. & Liu, S. 2016. Impacts of nitrogen-fixing and non-nitrogen-fixing tree species on soil respiration and microbial community composition during forest management in subtropical China. *Ecological Research*, 31: 683–693. <https://doi.org/10.1007/s11284-016-1377-4>

Mailly, D. & Margolis, H. A. 1992. Forest floor and mineral soil development in *Casuarina equisetifolia* plantations on the coastal sand dunes of Senegal. *Forest Ecology and Management*, 55: 259-278.
[https://doi.org/10.1016/0378-1127\(92\)90105-I](https://doi.org/10.1016/0378-1127(92)90105-I)

Marron, N. & Epron, D. 2019. Are mixed-tree plantations including a nitrogen-fixing species more productive than monocultures? *Forest Ecology and Management*, 441: 242–252.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.03.052>

Mayer, M., Prescott, C.E., Abaker, W.E.A., Augusto, L., Cécillon, L., Ferreira, G.W.D., James, J., Jandl, R., Katzensteiner, K., Laclau, J.-P., Laganière, J., Nouvellon, Y., Paré, D., Stanturf, J.A., Vanguelova, E.I. & Vesterdal, L. 2020. Tamm Review: Influence of forest management activities on soil organic carbon stocks: A knowledge synthesis. *Forest Ecology and Management*, 466: 118127.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118127>

- Mogge, B., Kaiser, E.A. & Munch, J.C.** 1998. Nitrous oxide emissions and denitrification N-losses from forest soils in the Bornhoved Lake Region (Northern Germany). *Soil Biology & Biochemistry*, 30: 703–710. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(97\)00205-8](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(97)00205-8)
- Nave, L., Vance, E., Swanston, C. & Curtis, P.** 2009. Impacts of elevated N inputs on north temperate forest soil C storage, C/N, and net N-mineralization. *Geoderma*, 153: 231-240. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2009.08.012>
- Norisada, M. & Kojima, K.** 2005. Photosynthetic characteristics of dipterocarp species planted on degraded sandy soils in southern Thailand. *Photosynthetica*, 43: 491–499. <https://doi.org/10.1007/s11099-005-0080-4>
- Nsikani, M.M., Novoa, A., van Wilgen, B.W., Keet, J.-H. & Gaertner, M.** 2017. *Acacia saligna*'s soil legacy effects persist up to 10 years after clearing: Implications for ecological restoration. *Austral Ecology*, 42: 880-889. <https://doi.org/10.1111/aec.12515>
- Paula R.R., de Oliveira I.R., Gonçalves J.L.M. & de Vicente Ferraz A.** 2020. Why mixed forest plantation? In Bran Nogueira Cardoso, E., Gonçalves, J., Balieiro, F. & Franco, A. (Eds.) *Mixed plantations of Eucalyptus and leguminous trees*. pp. 1-13. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-030-32365-3_1
- Pellens, R. & Garay, I.** 1999. Edaphic macroarthropod communities in fast-growing plantations of *Eucalyptus grandis* Hill ex Maid (Myrtaceae) and *Acacia mangium* Wild (Leguminosae) in Brazil. *European Journal of Soil Biology*, 35: 77-89. [https://doi.org/10.1016/S1164-5563\(99\)00209-5](https://doi.org/10.1016/S1164-5563(99)00209-5)
- Perakis, S.S. & Pett-Ridge, J.C.** 2019. Nitrogen-fixing red alder trees tap rock-derived nutrients. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 116(11): 5009-5014. <https://doi.org/10.1073/pnas.1814782116>
- Perakis, S.S., Sinkhorn, E.R., Catricala, C.E., Bullen, T.D., Fitzpatrick, J.A., Hynicka, J.D. & Cromack, K.** 2013. Forest calcium depletion and biotic retention along a soil nitrogen gradient. *Ecological Applications*, 23: 1947–1961. <https://doi.org/10.1890/12-2204.1>
- Pereira, A.P.dA., de Andrade, P.A.M., Bini, D., Durrer, A., Robin, A., Bouillet, J.P., Fernando, D.A. & Bran Nogueira Cardoso, E.J.** 2017. Shifts in the bacterial community composition along deep soil profiles in monospecific and mixed stands of *Eucalyptus grandis* and *Acacia mangium*. *PLoS ONE*, 12(7): e0180371. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0180371>
- Primack, R. & Corlett, R.** 2005. *Tropical Rain Forests – An Ecological and Biogeographical Comparison*. p. 421. Blackwell, Malden, Massachusetts, USA.
- Resh, S.C., Binkley, D. & Parrotta, J.A.** 2002. Greater soil carbon sequestration under nitrogen-fixing trees compared with eucalyptus species. *Ecosystems*, 5: 217–231. <https://doi.org/10.1007/s10021-001-0067-3>

Richardson, D.M., Carruthers, J., Hui, C., Impson, F.A., Miller, J.T., Robertson, M.P., Rouget, M., Le Roux, J.J. & Wilson, J.R. 2011. Human-mediated introductions of Australian acacias – a global experiment in biogeography. *Diversity Distribution*, 17: 771–787. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2011.00824.x>

Root-Bernstein, M., Valenzuela, R., Huerta, M., Armesto, J. & Jaksic, F. 2017. *Acacia caven* nurses endemic sclerophyllous trees along a successional pathway from silvopastoral savanna to forest. *Ecosphere*, 8: e01667. <https://doi.org/10.1002/ecs2.1667>

Rothe, A., Cromack, K., Jr., Resh, S.C., Makineci, E. & Son, Y. 2002. Soil carbon and nitrogen changes under Douglas-fir with and without red alder. *Soil Science Society of America Journal*, 66: 1988–1995. <https://doi.org/10.2136/sssaj2002.1988>

Sitters, J., Edwards, P.J. & Olde Venterink, H. 2013. Increases of soil C, N, and P pools along an *Acacia* tree density gradient and their effects on trees and grasses. *Ecosystems*, 16: 347–357. <https://doi.org/10.1007/s10021-012-9621-4>

Tang, G. & Li, K. 2013. Tree species controls on soil carbon sequestration and carbon stability following 20 years of afforestation in a valley-type savanna. *Forest Ecology and Management*, 291: 13–19. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.12.001>

Vítková, M., Müllerová, J., Sádlo, J., Pergl, J. & Pyšek, P. 2017. Black locust (*Robinia pseudoacacia*) beloved and despised: A story of an invasive tree in Central Europe. *Forest Ecology and Management*, 384: 287–302. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.10.057>

Voigtlaender, M., Brandani, C., Caldeira, D., Tardy, F., Bouillet, J.-P., Gonçalves, J.L.M., Moreira, M.Z., Leite, F.P., Brunet, D. & Paula, R.R. 2019. Nitrogen cycling in monospecific and mixed-species plantations of *Acacia mangium* and *Eucalyptus* at 4 sites in Brazil. *Forest Ecology and Management*, 436: 56–67. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.12.055>

Voigtlaender M., Laclau, J.-P., Gonçalves, J.L.M., Piccolo, M.C., Moreira, M.Z., Nouvellon, Y., Ranger, J. & Bouillet, J.-P. 2012. Introducing *Acacia mangium* trees in *Eucalyptus grandis* plantations: consequences for soil organic matter stocks and nitrogen mineralization. *Plant and Soil*, 352: 99–111. <https://doi.org/10.1007/s11104-011-0982-9>

Warlo, H., von Wilpert, K., Lang, F. & Schack-Kirchner, H. 2019. Black Alder (*Alnus glutinosa* (L.) Gaertn.) on compacted skid trails: a trade-off between greenhouse gas fluxes and soil structure recovery? *Forests*, 10: 726. <https://doi.org/10.3390/f10090726>

Werner, C., Kiese, R. & Butterbach-Bahl, K. 2007. Soil-atmosphere exchange of N₂O, CH₄, and CO₂ and controlling environmental factors for tropical rain forest sites in western Kenya. *Journal of Geophysical Research Atmospheres*, 112: D03308. <https://doi.org/10.1029/2006JD007388>

Yamashita, N., Ohta, S. & Hardjono, A. 2008. Soil changes induced by *Acacia mangium* plantation establishment: Comparison with secondary forest and *Imperata cylindrica* grassland soils in South Sumatra, Indonesia. *Forest Ecology and Management*, 254: 362–370. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.08.012>

Yang, L., Liu, N., Ren, H. & Wang, J. 2009. Facilitation by two exotic Acacia: *Acacia auriculiformis* and *Acacia mangium* as nurse plants in South China. *Forest Ecology and Management*, 257: 1786–1793.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.01.033>

Zagatto M.R.G., Oliveira Filho, L.C.I., Pompeo, P.N., Niva C.C., Baretta, D. & Bran Nogueira Cardoso, E.J. 2020. Mesofauna and macrofauna in soil and litter of mixed plantations. In Bran Nogueira Cardoso, E., Gonçalves, J., Balieiro, F. & Franco, A. (Eds.) *Mixed plantations of Eucalyptus and leguminous trees*. pp.155-172. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-030-32365-3_8

Zhang, H., Duan, H., Song, M. & Guan, D. 2018. The dynamics of carbon accumulation in Eucalyptus and Acacia plantations in the Pearl River delta region. *Annals of Forest Science*, 75(2): 40.
<https://doi.org/10.1007/s13595-018-0717-7>

Zhang, W., Zhu, X., Luo, Y., Rafique, R., Chen, H., Huang, J. & Mo, J. 2014. Responses of nitrous oxide emissions to nitrogen and phosphorus additions in two tropical plantations with N-fixing vs. non-N-fixing tree species. *Biogeosciences*, 11: 4941–4951. <https://doi.org/10.5194/bg-11-4941-2014>

Zou, X. 1993. Species effects on earthworm density in tropical tree plantations in Hawaii. *Biology and Fertility of Soils*, 15: 35–38. <https://doi.org/10.1007/BF00336285>

5. 森林施肥作業

Cindy E. Prescott, Sue J. Grayston

Faculty of Forestry, University of British Columbia, Vancouver, Canada

加拿大英屬哥倫比亞大學森林學院

1. 措施說明

森林施肥，即定期添加被認為會限制生產力的養分，其目的是為了增加森林的樹幹生物量。在全球，森林中最常添加的養分是氮（N）和磷（P）；其他如鉀（K）、硫（S）、硼（Bo）、鈣（Ca）或鎂（Mg）可能在某些地點添加，或在添加氮和磷後可能出現這些養分的二次缺乏（Binkley and Fisher, 2019）。1 / 3 的案例情況是單一養分的缺乏，其餘的情況是兩種或更多的養分共同缺乏，或作為二次缺乏出現（Harpole et al., 2011）。氮通常以尿素或硝酸銨顆粒（ammonium nitrate granules）施用，磷以重過磷酸鈣或磷礦實施用。有機材料，如堆肥或都市生物固形物（municipal biosolids）或工業廢棄物（industrial residuals），如木材廢料或灰分，有時也作為肥料使用。在集約型（intensive）森林管理中，每年或在輪換期間的幾年內，都會施用一套被證明能產出最有利生長反應的元素。在粗放型（extensive）的森林管理制度下，單一元素的肥料（通常是氮）在一次輪換中被施用一次或兩次（Binkley and Fisher, 2019）。幫缺乏養分的樹木施肥會讓光合作用率、葉片生物量、樹幹生物量和粗根生物量的增加，但細根生物量卻沒有，可能會下降。細根生物量的下降與根系分泌物和分配給根系共生體的下降有關（Maier et al., 2004）。這對土壤有機碳有影響，因為在一些森林中，根和菌根產生的碳構成了大部分的長期土壤碳（Clemmensen et al., 2013; Sokol et al., 2019）。施肥還可以加速林分生長和天然疏伐（self-thinning），縮短經濟輪換時間（Binkley and Fisher, 2019）。

2. 適用範圍

在全球，大多數森林的生產力受到氮的限制；溫帶和熱帶地區的原生林在添加氮肥後，生長量會增加約 20%（Binkley and Fisher, 2019; LeBauer and Treseder,

2008）。磷缺乏在一些溫帶地區很常見，特別是在高度風化的土壤上，在熱帶地區快速生長的人工林中也很普遍（Binkley and Fisher, 2019）。在風化的熱帶土壤中，氮、磷和鉀施肥對於提基礎生產力和木材產量是必要的（Goncalves et al., 2008; Laclau et al., 2009; Wright et al., 2018）。通常在氮有限的地區，如果接受大量的大氣氮沉降，初級的磷缺乏可能成為常態（Hedwall, Bergh and Brunet, 2017）。

在北方針葉林中，氮被用於礦質土森林，而磷和鉀被用於泥炭地森林。硼可以添加到過去曾被砍伐和火燒的森林中。典型的氮劑量是 150 公斤 / 公頃¹，對該劑量的生長反應是 20~25 立方公尺 / 公頃。大部分的反應發生在五年內，氮肥的效果在 10~12 年內會結束（Pukkala, 2017）。

在北美西部的洋松林中添加氮，8~15 年內的生長率增加 2~4 立方公尺 / 公頃 / 年。在美國東南部集中管理的松樹人工林，用 225 公斤氮 / 公頃加 30 公斤磷 / 公頃的一次性施肥，八年内平均反應為 3.5 立方公尺 / 公頃 / 年（Binkley and Fisher, 2019）。紐西蘭和澳洲的大多數針葉人工林在一個輪伐中至少施肥一次。澳洲的桉樹和松樹人工林，通常在定植時、早期和中期輪伐時施用氮（50~70 公斤 / 公頃）、磷（25~40 公斤 / 公頃），有時還施用鉀、硫、銅和鋅（Binkley and Fisher, 2019）。施肥後平均生長反應是 3~10 立方公尺 / 公頃 / 年。在南非，用氮、磷和鉀施肥後的生長反應通常是 6~8 立方公尺 / 公頃 / 年（Binkley and Fisher, 2019）。

幾乎所有的熱帶森林栽培園都施用磷肥，大多數也會用其他元素施肥，包括氮、鈣、鎂和鉀。巴西桉樹人工林對肥料添加的典型生長反應是 4~8 立方公尺 / 公頃 / 年，並持續五年或更長時間（Gonyalves et al., 1997）。

3. 對土壤有機碳庫存的衝擊

在使用氮肥或模擬氮沉降的森林中，經常會有土壤有機碳庫存增加的情況。在一項基於 72 個實驗點關於提高氮投入（包括氮肥）對森林土壤中碳儲量影響的統合分析中，Nave 等人（2009）發現，氮投入使土壤有機碳總庫存量（林地和礦質土的總和）增加了 7.7%。有機碳庫存主要在礦質土中增加（12.2%）。在 Johnson 和 Curtis（2001）的文獻回顧中，施用氮肥是唯一對土壤有機碳庫有明顯正向影響的森林管理措施。在進行氮肥施用後，經常可察覺北方森林腐殖質的積累量（Nohrstedt, 1990; Malkonen and Kukkola, 1991; Makipaa, 1995; Olsson et al., 2005），還有溫帶森林的模擬氮沉積（Lovett et al., 2013），以及礦質土中土壤有機碳濃度更高的狀況（Pregitzer et al., 2008; Cusack et al., 2011; Huang et al., 2011）。添加氮也可能增加封閉顆粒有機物的碳積累（Zak et al., 2017）。在溫帶和熱帶森林中，也有報告稱，即使沒有檢測到大量土壤有機碳增加的情況下，當有施用氮肥時，和礦物質有關連的碳庫存也會增加（Hagedorn, Spinnier and Siegwolf, 2002; Cusack et al., 2011）。

表 13. 養分添加的土壤有機碳庫存變化情況報告

| 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) | 施肥率 | 參考文獻 |
|----------|-------|--|-----------------------|--|---------------|----------------|--|-------------------------|
| 瑞典和芬蘭 | 寒帶地區 | 不適用 | 不適用 | 0.1~1.2 | 14~30 | O 土層 + 0~10 | 統合分析；反覆添加氮 或氮磷鉀；總累積量 600~2340 公斤氮 / 公頃 | Hyvönen et al. (2008) |
| 瑞典 | | 不適用 | 32.3 | 0.12~0.25 | 18~21 | O 土層 | - | Nohrstedt et al. (1989) |
| 美國馬薩諸塞州 | | 典型低鹽基濕潤弱育土 (Typic Dystrudepts) | 1.3 | 0.28 | 20 氮沉積 | 0~40 | 50 和 150 公斤氮 / 公 頃 / 年 | Frey et al. (2014) |
| 美國紐約州 | | 石質低鹽基淡色弱育土 (Lithic Dystrochrepts) | 不適用 | 0.3~1.3 | 6 | O 土層 | 50 公斤氮 / 公頃 / 年 | Lovett et al. (2013) |
| 美國華盛頓 | 涼溫帶 | 玻璃質夏旱灰燼土 (Vitixerands) · 簡育濕潤 灰燼土 (Hapludands) · 低鹽基夏旱弱育土 (Dystroxerept) | 175 | 3.7 | 21~29 | 0~100 | 672~896 公斤氮 / 公頃 · 分三或四次添加 | Adams et al. (2005) |
| 美國賓夕法尼亞州 | | 淋溶土 (Alfisols) | 0.5 | 0.42 | 22 氮沉積 | 14~21 | 100 公斤氮 / 公頃 / 年 | Wang et al. (2019) |
| 美國密歇根州 | | 典型簡育正常淋灑土 (Typic haplorthod) | 1.8 | 0.7 | 10 氮沉積 | 0~70 | 30 公斤氮 / 公頃 / 年 | Pregitzer et al. (2007) |
| 中國 | 亞熱帶濕潤 | 氧化土 (Oxisols) | 不適用 | 1.5 (50 公斤氮 / 年) 1.3 (100 公斤氮 / 年) 0.9 (150 公斤氮 / 年) | 14 氮沉積 | 0~50 | 50~150 公斤氮 / 公頃 / 年 | Yu et al. (2020) |
| 波多黎各 | 熱帶潮濕 | 極育土 (Ultisols) 和氧化土 | 0.9 | 0.005 | 7 | 0~25 | 300 公斤氮 / 公頃 / 年 + 磷鉀 | Li, Xu and Zou (2006) |
| | | | 79 | 5.7 | 3 氮沉積 | 0~40 | 50 公斤氮 / 公頃 / 年 | Cusack et al. (2011) |

4. 該措施的其他效益

4.1. 最小化對土壤功能的威脅

表 14. 土壤威脅

| 土壤威脅 | |
|----------|-------------------------------|
| 養分的失衡和循環 | 添加特定的養分可以平衡整體養分供應。 |
| 土壤酸化 | 可以施用尿素來提高 pH 值；施用硝酸銨來降低 pH 值。 |

4.2. 產量增加（如食物、燃料、飼料、木材）

密集的森林管理，包括施肥，增加了樹幹生產的速度，減少了林分的經濟輪伐時間。在美國東南部，商業化的火炬松 (*Pinus taeda*) 人工林的平均生產力比天然林高四倍以上，其中 17% 的成長歸功於添加肥料 (Noormets et al., 2015)。在過去的 20 年裡，巴西桉樹的生產力幾乎翻了一倍，這是由於密集的管理技術，包括施肥 (Goncalves et al., 2013)。其他類型的人工林平均施肥收益在第二節中提供。除了木材對土地所有者的價值外，更快生產木材的潛能表示只需要更少的土地來供應相同數量的木材。這可以增加用於其他目的的土地數量，如農業、娛樂或保育。

森林施肥可能會改變林下植被，使之成為更肥沃地區的植物群落—草類和草本植物的增加，一些苔蘚植物、地衣和矮生灌木的減少。因此，施肥可以提高森林放牧或林牧系統中牲畜的草料產量和品質。森林施肥也可以提高枝葉飼料品質，增加草食性動物及其捕食者的數量，也可能導致樹木受損 (Sullivan and Sullivan, 2018)。

4.3. 緩解和適應氣候變遷

化學肥料的生產、運輸和應用都會排放溫室氣體。然而，施肥後產生的額外生物量所固存的二氧化碳當量至少比排放的二氧化碳當量大 10 倍。在美國東南部，以氮和磷在松樹林輪伐中期施肥，在額外的莖部生長中固存了 620 萬噸的二氧化碳當量，而對應於肥料生產、運輸和應用產生的二氧化碳當量為 23 萬 1000 噸 (Albaugh et al., 2019)。在巴西的一個短輪伐期桉樹人工林，每排放一公斤的二氧化碳當量，就有 43.15 公斤的二氧化碳當量被固存在 (利用的) 生物質中 (Quartucci, Schweier and Jaeger, 2015)。如果考慮到以下因素，施肥對整體碳平衡的淨正向影響可能會更大：

(1) 在粗根、樹枝和葉子生長中固存的額外碳；(2) 土壤中二氧化碳發展和生態系統碳儲量的變化；(3) 減少輪伐期長度，增加系統中的碳固存；(4) 增加樹木尺寸，也就是增加成熟材 (dimension lumber) 的比例，在系統中保留固存碳的時間比小尺寸樹木更長，可用於製造紙漿和紙張 (Albaugh et al., 2012)；(5) 如果額外生長的樹木被用於生物能源，那麼可以替代煤炭、石油和天然氣 (Bergh and Hedwall, 2013)。例如，如果參考的化石燃料是化石氣體或煤炭，對 10% 的瑞典林地進行施肥可分別減少 1190 萬或 1810 萬噸二氧化碳當量的年溫室氣體排放 (Sathre, Gustavsson and Bergh, 2010)。

由於森林施肥可以在目前的管理系統中應用，並會立即產生效果，它可能是影響碳循環的最有效的森林管理手段，至少在短期內是這樣。增加的生物量可以作為不斷增長的碳庫存或替代化石燃料 (Hedwall et al., 2014)。

4.4. 社會經濟效益

森林施肥給土地擁有者帶來的經濟效益取決於反應的大小、其可預測性、效益實現前所需的時間（輪伐期長度），以及輪伐期間森林損失或損害的風險。森林施肥可以在全國內提供社會經濟效益，例如，對拉脫維亞森林施肥的潛在效益評估，每年對 2000 公頃的森林施用 436 公斤氮 / 公頃，將產生額外 14 萬 2000 立方公尺的木材。10 年後，這將每年產生 320 萬美元的收入，並促進 1270 萬二氧化碳的固存 (Lazdins et al., 2018)。

5. 該措施的潛在缺點

5.1. 權衡對土壤功能的其他威脅

表 15. 土壤威脅

| 土壤威脅 | |
|-----------|--|
| 養分的失衡和循環 | 添加一種養分的生長反應可能會造成另一種養分的缺乏 (Binkley and Fisher, 2019)。長期添加氮可能減少或改變其他養分的循環 (Wang et al., 2019)。 |
| 土壤酸化 | 氮肥引起的硝化作用可能會酸化土壤和土壤溶液根據配方和劑量改變 pH 值 (Binkley and Fisher, 2019)。 |
| 土壤生物多樣性損失 | 施肥通常會減少地下的碳通量和微生物生物量，並改變腐生微生物群落 (Noormets et al., 2015)。 |

| 土壤威脅 | |
|--------|---|
| | 氮肥和磷肥減少了對根系和根系-微生物共生體的比例分配 (Maier et al., 2004)，並且經常減少土壤微生物的生物量和活性 (Hogberg et al., 2003)，改變土壤微生物群落 (Morrison et al., 2016)。 |
| 土壤水分管理 | 植物生長對施肥的反應會增加需水量 (Ward et al., 2015)。施肥引起的葉片生物量提高會增加水分使用和蒸散作用的水損失 (Ward et al., 2015)。添加比土壤更多的氮或磷會維持水體優養化的風險 (Laclau et al., 2010)。 |

5.2. 溫室氣體排放量增加

施肥可能對溫室氣體排放量有不利影響 (Liu and Greaver, 2009)。森林土壤透過甲烷氧化作用 (Schlesinger, 1997) 和潛在的來源，儲存了全球每年 5% 的甲烷排放量，而森林土壤也儲存了透過微生物硝化與脫氮作用產生的氧化亞氮 (Robertson and Groffman, 2007)。甲烷的全球暖化潛勢 (global warming potential, GWP) 是二氧化碳的 25 倍，而氧化亞氮為 298 倍 (Forster et al., 2007)。儘管氮的添加增加了森林的陸地碳匯，但二氧化碳減少可能被氮對氧化亞氮排放的刺激和對甲烷氧化的抑制所抵消。

施肥對溫室氣體通量的影響是複雜的，並隨施肥的時間和化學成分、環境變數和生態系統特性而變化 (圖 2)。氮肥有可能通過微生物硝化與脫氮作用增加氧化亞氮排放 (Levy-Booth, Prescott and Grayston, 2014)。施用氮肥可以透過向甲烷氧化菌提供限制性氮養分來刺激甲烷氧化 (Bodelier and Laanbroek, 2004)，或者透過向氧化甲烷的氨氧化菌 (亞硝酸菌) 提供銨也可以 (Jiang and Bakken, 1999)。由於銨與甲烷競爭甲烷單氧酶的活性位點，氮肥也可以抑制甲烷的氧化 (Dunfield and Knowles, 1995)，或者透過抑制甲烷單氧酶，因為在氮改良的土壤中，甲烷氧化劑可以獲得替代的易耗碳來源 (Fender et al., 2012)。

在一項關於氮添加對三種主要溫室氣體 (二氧化碳、甲烷和氧化亞氮) 通量影響的統合分析中 (Liu and Greaver, 2009)，氮添加使森林的生態系統碳含量增加 6%。在所有生態系統中，氮添加使甲烷排放增加 97%，甲烷吸收減少 38%，氧化亞氮排放增加 216%。在森林生態系統中施用 25~200 公斤氮 / 公頃 / 年的氮，6~15 年後，生態系統碳含量平均增加 6%。長期人為投入氮的針葉林和落葉林顯示甲烷吸收量減少 30~50%，氧化亞氮排放量增加 2~3 倍。特別是熱帶森林豐富的氮，使氧化亞氮排放量增加了 739%。相反，在無汙染的溫帶針葉林中，氮肥對溫室氣體通量沒有影響 (Basiliko et al., 2009)。

此外，當土壤濕潤、相對濕度和空氣溫度較高時，表面施用尿素可能會發生氨揮發 (Elliot and Fox, 2014)。已經開發出了增效肥料，以盡量減少氨揮發造成的損失 (Raymond et al., 2016)。

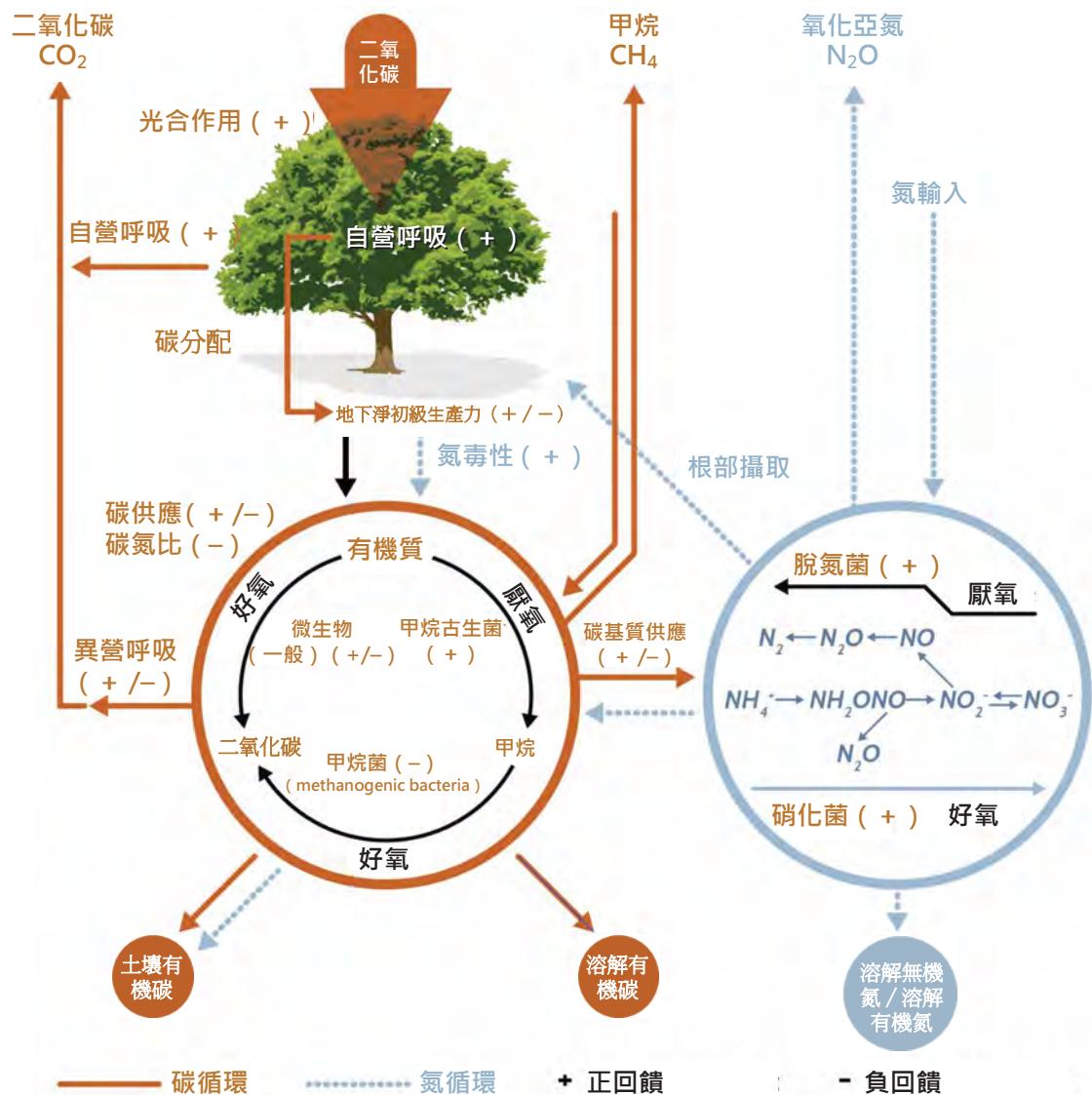


圖 2. 調節二氧化碳、甲烷和氧化亞氮產生和消耗對升高氮的反應潛在機制

(ANPP · 地上淨初級生產力；BNPP · 地下淨初級生產力；SOC · 土壤有機碳；DOC · 溶解有機碳；DIN · 溶解無機氮；DON · 溶解有機氮)。摘自 Liu 和 Greaver (2009)

5.3. 與其他措施的衝突

肥料價格高，所以相較於其他林分管理措施，施肥所引起的生長反應和隨之而來的經濟效益必須是可預測的。施肥可能會刺激非作物的植被生長，需要控制植被來實現施肥的全部效益（Binkley and Fisher, 2019）。

5.4. 產量減少（如食物、燃料、飼料、木材）

施肥會加劇乾旱逆境（Ward et al., 2015），因為水需求量的提升和細根比例降低（Noormets et al., 2015），特別是在大量施肥的人工林（Battie-Laclau et al., 2014）。

5.5. 其他衝突

施用氮肥對增加樹木生長和土壤有機碳庫存的潛在好處必須與相關的環境成本進行權衡，因為合成肥料的生產、運輸和應用都需要化石燃料的燃燒和二氧化碳的排放。

雖然森林中的氮肥通常會導致溪水中的氮濃度小幅和短暫增加，公眾可能會擔心水系的潛在優氧化（Binkley, Burnham and Allen, 1999; Smethurst, 2010）。透過小劑量施肥而不是一次性大量施肥，可以減少淋洗損失（Bergh et al., 2008; Albaugh et al., 2019）。

6. 實行該措施前的建議

在大氣中氮沉積或以前農業使用導致氮豐富的生態系統中，是不適合添加氮肥的，因為它可能會刺激水中的硝酸鹽損失或藉由脫氮作用產生溫室氣體（Gao et al., 2015）。

必須考慮場地水分平衡，防止因葉片生物量和生產力增加而沒有同時增加根部生物量造成的乾旱逆境。

在有機物和黏土含量低的退化土壤中，最好以有機形式添加氮，如堆肥或都市生物固形物，這將增加氮保留在土壤（Larney and Angers, 2012）。

為了預測生長對添加養分的反應，有必要對研究進行投資。綜觀來看，這涉及到確定生長反應與場地因素、土壤或葉面養分濃度以及遙感因素〔如葉面積指數（leaf area index, LAI）和常態化差異植被指數（normalized difference vegetation index, NDVI）〕之間的關係（Blinn et al., 2019）。

必須仔細考慮氮添加對甲烷和氧化亞氮通量的可能影響。

鑑於透過加入固氮樹種可以實現同等的土壤有機碳收益 (Nave et al., 2010)，在許多情況下，這可能比化學肥料更適合。

7. 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 | |
|------|-------|---|
| 生物物理 | 有 | 在退化的土壤或粗質地土壤中，可能沒有充分保留添加的肥料，而有機肥會更有效用。 |
| 文化 | 有 | 由於與大氣的氮沉降，人們普遍認為氮是不好的，是汙染物。在農業中，過度施用氮和磷都和造成水質惡化有關。 |
| 社會 | 有 | 公眾可能擔心對水質和生物多樣性的影響，也會對化肥與化石燃料使用產生聯想。 |
| 經濟 | 有 | 肥料的成本讓它需具備良好的預測生長反應能力，這需要研究與場地因素和葉面積之間的關係 (Albaugh et al., 2019)。 |
| 知識 | 有 | 在預測對土壤有機碳的影響之前，需要更充分了解養分添加對地下部產生的影響 (Noormets et al., 2015)。 |

參考文獻

- Adams, A.B., Harrison, R.B., Sletten, R.S., Strahm, B.D., Turnblom, E.C. & Jensen, C.M.** 2005. Nitrogen-fertilization impacts on carbon sequestration and flux in managed coastal Douglas-fir stands of the Pacific Northwest. *Forest Ecology and Management*, 220(1-3): 313-325.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.08.018>
- Albaugh, T.J., Fox, T.R., Cook, R.L., Raymond, J.E., Rubilar, R.A. & Campoe, O.C.** 2019. Forest fertilizer applications in the southeastern United States from 1969 to 2016. *Forest Science*, 65(3): 355-362.
<https://doi.org/10.1093/forsci/fxy058>
- Albaugh, T.J., Vance, E.D., Gaudreault, C., Fox, T.R., Allen, H.L., Stape, J.L. & Rubilar, R.A.** 2012. Carbon emissions and sequestration from fertilization of pine in the southeastern United States. *Forest Science*, 58: 419–429. <https://doi.org/10.5849/forsci.11-050>
- Basiliko, N., Khan, A., Prescott, C.E., Roy, R. & Grayston, S.J.** 2009. Soil greenhouse gas and nutrient dynamics in fertilized western Canadian plantation forests. *Canadian Journal of Forest Research*, 39(6): 1220-1235. <https://doi.org/10.1139/X09-043>
- Battie-Laclau, P., Laclau, J.P., Domec, J.C., Christina, M., Bouillet, J.P., Piccolo, M.C., Gonçalves, J.L.M., Moreira, R.M., Krusche, A.V., Bouvet, J.M. & Nouvellon, Y.** 2014. Effects of potassium and sodium supply on drought-adaptive mechanisms in *Eucalyptus grandis* plantations. *New Phytologist*, 203: 401–413. <https://doi.org/10.1111/nph.12810>
- Bergh, J. & Hedwall, P.O.** 2013. Fertilization in boreal and temperate forests and the potential for biomass production. In: S. Kellomäki, A. Kilpeläinen & A. Alam, eds. *Forest BioEnergy Production*. Springer, New York, NY.
- Binkley, D., Burnham, H. & Allen, H.L.** 1999. Water quality impacts of forest fertilization with nitrogen and phosphorus. *Forest Ecology and Management*, 121: 191–213.
- Binkley, D. & Fisher, R.F.** 2019. *Ecology and Management of Forest Soils*, 5th Edition. Wiley-Blackwell, New York, NY. 456 Pages. ISBN: 978-1-119-45565.
- Blinn, C.E., House, M.N., Wynne, R.H., Thomas, V.A., Fox, T.R. & Sunnall, M.** 2019. Landsat 8 based leaf area index estimation in loblolly pine plantations. *Forests*, 10(3): 222.
<https://doi.org/10.3390/f10030222>
- Bodelier, P.L.E. & Laanbroek, H.J.** 2004. Nitrogen as a regulatory factor of methane oxidation in soils and sediments. *FEMS Microbiology Ecology*, 47: 265–277. [https://doi.org/10.1016/S0168-6496\(03\)00304-0](https://doi.org/10.1016/S0168-6496(03)00304-0)
- Clemmensen, K.E., Bahr, A., Ovaskainen, O., Dahlberg, A., Ekblad, A., Wallander, H., Stenlid, J., Finlay, R.D., Wardle, D.A. & Lindahl, B.D.** 2013. Roots and associated fungi drive long-term carbon sequestration in boreal forest. *Science*, 339: 1615-1618. <https://doi.org/10.1126/science.1231923>
- Cusack, D.F., Silver, W.L., Torn, M.S. & McDowell, W.H.** 2011. Effects of nitrogen additions on above- and belowground carbon dynamics in two tropical forests. *Biogeochemistry*, 104: 203–225.

- Dunfield, P. & Knowles, R.** 1995. Kinetics of inhibition of methane oxidation by nitrate, nitrite, and ammonium in a humisol. *Applied Environmental Microbiology*, 61: 3129–3135. PMID:16535109.
- Elliot, J.R. & Fox, T.R.** 2014. Ammonia volatilization following fertilization with urea or ureaform in a thinned loblolly pine plantation. *Soil Science Society of America Journal*, 78(4): 1469–1473.
<https://doi.org/10.2136/sssaj2013.12.0512n>
- Fender, A., Pfeiffer, B., Gansert, D., Leuschner, C., Daniel, R. & Jungkunst, H.F.** 2012. The inhibiting effect of nitrate fertilisation on methane uptake of a temperate forest soil is influenced by labile carbon. *Biology and Fertility of Soils*, 48(6): 621–631. <https://doi.org/10.1007/s00374-011-0660-3>
- Forster, P., Ramaswamy, V., Artaxo, P., Berntsen, T., Betts, R., Fahey, D.W., Haywood, J., Lean, J., Lowe, D.C., Myhre, G., Nganga, J., Prinn, R., Raga, G., Schulz, M. & Van Dorland, R.** 2007. Changes in atmospheric constituents and in radiative forcing. In S. Solomon, D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, M. Averyt, M. Tignor & M. Miller (Eds.) *Climate change 2007: the physical science basis*. Contribution of Working Group I to the 4th Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Frey, S.D., Ollinger, S., Nadelhoffer, K., Bowden, R., Brzostek, E., Burton, A., Caldwell, B.A., Crow, S., Goodale, C.L., Grandy, A.S., Finzi, A., Kramer, M.G., Lajtha, K., LeMoine, J., Martin, M., McDowell, W.H., Minoccha, R., Sadowsky, J.J., Templer, P.H. & Wickings, K.** 2014. Chronic nitrogen additions suppress decomposition and sequester soil carbon in temperate forests. *Biogeochemistry*, 121: 305–316. <https://doi.org/10.1007/s10533-014-0004-0>
- Gao, W., Yang, H., Kou, L. & Li, S.** 2015. Effects of nitrogen deposition and fertilization on N transformations in forest soils: a review. *Journal of Soils and Sediments*, 15: 863–879.
<https://doi.org/10.1007/s11368-015-1064-z>
- Gonçalves, J.L.M., Stape, J.L., Laclau, J.-P., Bouillet, J.-P. & Ranger, J.** 2008. Assessing the effects of early silvicultural management on long-term site productivity of fast-growing eucalypt plantations: the Brazilian experience. *Southern Forests*, 70: 105–118.
<https://doi.org/10.2989/SOUTH.FOR.2008.70.2.6.534>
- Gonçalves, J.L.M., Barros, N.F., Nambiar, E.K.S. & Novais, R.F.** 1997. Soil and stand management for short-rotation plantations. In E.K.S. Nambiar and A.G. Brown (Eds.) *Management of Soil, Nutrients, and Water in Tropical Plantation Forests*. ACIAR Monograph #43. Canberra: ACIAR. pp. 379–417.
- Hagedorn, F., Spinnler, D. & Siegwolf, R.** 2003. Increased N deposition retards mineralization of old soil organic matter. *Soil Biology & Biochemistry*, 35: 1683–1692.
- Harpole, W.S., Ngai, J.T., Cleland, E.E., Seabloom, E.W., Borer, E.T., Bracken, M.E.S., Elser, J., Gruner, D.S., Hillebrand, H., Shurin, J.B. & Smith, J.E.** 2011. Nutrient co-limitation of primary producer communities. *Ecology Letters*, 14: 852–862. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01651.x>
- Hedwall P.-O., Gong, P., Ingerslev, M. & Bergh, J.** 2014. Fertilization in northern forests – biological, economic and environmental constraints and possibilities. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 29(4): 301–311. <https://doi.org/10.1080/02827581.2014.926096>

- Hedwall, P. O., Bergh, J. & Brunet, J.** 2017. Phosphorus and nitrogen co-limitation of forest ground vegetation under elevated anthropogenic nitrogen deposition. *Oecologia*, 185(2): 317–326.
<https://doi.org/10.1007/s00442-017-3945-x>
- Högberg, M.N., Bååth, E., Nordgren, A., Arnebrant, K. & Högberg, P.** 2003. Contrasting effects of nitrogen availability on plant carbon supply to mycorrhizal fungi and saprotrophs – a hypothesis based on field observations in boreal forest. *New Phytologist*, 160: 225–238. <https://doi.org/10.1046/j.1469-8137.2003.00867.x>
- Huang, Z., Clinton, P.W., Baisden, W.T. & Davis, M.R.** 2011. Long-term nitrogen additions increased surface soil carbon concentration in a forest plantation despite elevated decomposition. *Soil Biology & Biochemistry*, 43: 302–307. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2010.10.015>
- Hyvönen, R., Persson, T., Andersson, S., Olsson, B., Ågren, G.I. & Linder, S.** 2008. Impact of long-term nitrogen addition on carbon stocks in trees and soils in northern Europe. *Biogeochemistry*, 89: 121–137.
<https://doi.org/10.1007/s10533-007-9121-3>
- Jiang, Q.Q. & Bakken, L.R.** 1999. Nitrous oxide production and methane oxidation by different ammonia-oxidizing bacteria. *Applied Environmental Microbiology*, 65: 2679–2684.
<https://doi.org/10.1128/AEM.65.6.2679-2684.1999>
- Johnson, D. & Curtis, P.** 2001. Effects of forest management on soil C and N storage: meta-analysis. *Forest Ecology and Management*, 140: 227–238. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00282-6](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00282-6)
- Laclau, J.-P., Almeida, J.C.R., Goncalves, J.L.M., Saint-Andre, L., Ventura, M., Ranger, J., Moreira, R.M. & Nouvellon, Y.** 2009. Influence of nitrogen and potassium fertilization on leaf lifespan and allocation of above-ground growth in Eucalyptus plantations. *Tree Physiology*, 29: 111–124.
<https://doi.org/10.1093/treephys/tpn010>
- Laclau, J.-P., Ranger, J., Gonçalves, J.L.M., Maquère, V., Krusche, A.V., M'Bou, A.T., Nouvellon, Y., Saint-André, L., Bouillet, J.-P., Piccolo, M.C. & Deleporte, P.** 2010. Biogeochemical cycles of nutrients in tropical Eucalyptus plantations: Main features shown by intensive monitoring in Congo and Brazil. *Forest Ecology and Management* 259:1771–1785. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.06.010>
- Larney, F.J. & Angers, D.A.** 2012. The role of organic amendments in soil reclamation: a review. *Canadian Journal of Soil Science*, 92: 19–38. <https://doi.org/10.4141/cjss2010-064>
- Lazdiņš, A., Okmanis, M., Makovskis, K. & Petaja, G.** 2018. Forest fertilization: Economic effect and impact on GHG emissions in Latvia. *Baltic Forestry*, 24(1):9-16.
- LeBauer, D.S. & Treseder, K.K.** 2008. Nitrogen limitation of net primary productivity in terrestrial ecosystems is globally distributed. *Ecology*, 89: 371–379. <https://doi.org/10.1890/06-2057.1>
- Levy-Booth, D.J., Prescott, C.E. & Grayston, S.J.** 2014. Microbial functional genes involved in nitrogen fixation, nitrification and denitrification in forest ecosystems. *Soil Biology & Biochemistry*, 75: 11–25.
<https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2014.03.021>

- Li, Y., Xu, M. & Zou, X.** 2006. Effects of nutrient additions on ecosystem carbon cycle in a Puerto Rican tropical wet forest. *Global Change Biology*, 12: 284–293. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.01096.x>
- Liu, L. & Greaver, T.L.** 2009. A review of nitrogen enrichment effects on three biogenic GHGs: the CO₂ sink may be largely offset by stimulated N₂O and CH₄ emission. *Ecology Letters*, 12: 1103–1117. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01351.x>
- Lovett, G.M., Arthur, M.A., Weathers, K.C., Fitzhugh, R.D. & Templer, P.H.** 2013. Nitrogen addition increases carbon storage in soils, but not in trees, in an eastern U.S. deciduous forest. *Ecosystems*, 16: 980–1001. <https://doi.org/10.1007/s10021-013-9662-3>
- Maier, C.A., Albaugh, T.J., Allen, H.L. & Dougherty, P.M.** 2004. Respiratory carbon use and carbon storage in mid-rotation loblolly pine (*Pinus taeda* L.) plantations: the effect of site resources on the stand carbon balance. *Global Change Biology*, 10: 1335–1350. <https://doi.org/10.1111/j.1529-8817.2003.00809.x>
- Mäkipää, R.** 1995. Effect of nitrogen input on carbon accumulation of boreal forest soils and ground vegetation. *Forest Ecology and Management*, 79: 217–226. [https://doi.org/10.1016/0378-1127\(95\)03601-6](https://doi.org/10.1016/0378-1127(95)03601-6)
- Mälkönen, E. & Kukkola, M.** 1991. Effect of long-term fertilization on the biomass production and nutrient status of Scots pine stands. *Fertilizer Research*, 27: 113–127. <https://doi.org/10.1007/BF01048614>
- Morrison, E.W., Frey, S.D., Sadowsky, J.J., van Diepen, L.T.A., Thomas, W.K. & Pringle, A.** 2016. Chronic nitrogen additions fundamentally restructure the soil fungal community in a temperate forest. *Fungal Ecology*, 23:48–57. <https://doi.org/10.1016/j.funeco.2016.05.011>
- Nave, L., Vance, E., Swanston, C. & Curtis, P.** 2009. Impacts of elevated N inputs on north temperate forest soil C storage, C/N, and net N-mineralization. *Geoderma*, 153: 231–240. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2009.08.012>
- Nohrstedt, H.-Ö., Arnebrant, K., Bååth, E. & Söderström, B.** 1989. Changes in carbon content, respiration rate, ATP content, and microbial biomass in nitrogen-fertilized pine forest soils in Sweden. *Canadian Journal of Forest Research*, 19(3): 323–328. <https://doi.org/10.1139/x89-048>
- Nohrstedt, H.Ö.** 1990. Effects of repeated nitrogen fertilization with different doses on soil properties in a *Pinus sylvestris* stand. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 5(1-4): 3–15. <https://doi.org/10.1080/02827589009382588>
- Noormets, A., Epron, D., Domec, J.C., McNulty, S.G., Fox, T., Sun, G. & King, J.S.** 2015. Effects of forest management on productivity and carbon sequestration: A review and hypothesis. *Forest Ecology and Management*, 355: 124–140. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.05.019>
- Olsson, P., Linder, S., Giesler, R. & Höglberg, P.** 2005. Fertilization of boreal forest reduces both autotrophic and heterotrophic soil respiration. *Global Change Biology*, 11: 1745–1753. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.001033.x>

Pregitzer, K.S., Burton, A.J., Zak, D.R. & Talhelm, A.F. 2008. Simulated chronic nitrogen deposition increases carbon storage in Northern Temperate forests. *Global Change Biology*, 14: 1-12.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2007.01465.x>

Pukkala, T. 2017. Optimal nitrogen fertilization of boreal conifer forest. *Forest Ecosystems*, 4(3).
<https://doi.org/10.1186/s40663-017-0090-2>

Quartucci, F., Schweier, J. & Jaeger, D. 2015. Environmental analysis of Eucalyptus timber production from short rotation forestry in Brazil. *International Journal of Forest Engineering*, 26(3): 1-15.
<https://doi.org/10.1080/14942119.2015.1099813>

Raymond, J.E., Fox, T.R., Strahm, B.D. & Zerpa, J. 2016. Ammonia volatilization following nitrogen fertilization with enhanced efficiency fertilizers and urea in loblolly pine (*Pinus taeda* L.) plantations of the southern United States. *Forest Ecology and Management*, 376: 247-255.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.06.015>

Robertson, G.P. & Groffman, P.M. 2007. Nitrogen transformations. In E.A. Paul (Ed.) *Soil Biology and Biochemistry*. 3rd ed. Academic Press, Oxford, UK. pp. 341-364.

Sathre, R., Gustavsson, L. & Bergh, J. 2010. Primary energy and greenhouse gas implications of increasing biomass production through forest fertilization. *Biomass and Bioenergy*, 34(4): 572-581.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2010.01.038>

Schlesinger, W.H. 1997. *Biogeochemistry: An Analysis of Global Change*. 2nd ed. Academic Press, San Diego, Calif.

Smethurst, P.J. 2010. Forest fertilization: trends in knowledge and practice compared to agriculture. *Plant and Soil*, 335: 83-100. <https://doi.org/10.1007/s11104-010-0316-3>

Sokol, N.W., Kuebbing, S.E., Karlsen-Ayala, E. & Bradford, M.A. 2019. Evidence for the primacy of living root inputs, not root or shoot litter, in forming soil organic carbon. *New Phytologist*, 221: 233-246.
<https://doi.org/10.1111/nph.15361>

Sullivan, T.P. & Sullivan, D.S. 2017. Influence of nitrogen fertilization on abundance and diversity of plants and animals in temperate and boreal forests. *Environmental Reviews*. <https://doi.org/10.1139/er-2017-0026>

Wang, J.-J., Bowden, R.D., Lajtha, K., Washko, S.E., Wurzbacher, S.J. & Simpson, M.J. 2019. Long-term nitrogen addition suppresses microbial degradation, enhances soil carbon storage, and alters the molecular composition of soil organic matter. *Biogeochemistry*, 142: 299-313.
<https://doi.org/10.1007/s10533-018-00535-4>

Ward, C., Pothier, D. & Paré, D. 2014. Do boreal forests need fire disturbance to maintain productivity? *Ecosystems*, 17: 1053-1067. <https://doi.org/10.1007/s10021-014-9782-4>

Wright, S.J., Turner, B.L., Yavitt, J.B., Harms, K.E., Kaspari, M., Tanner, E.V.J., Bujan, J., Griffin, E.A., Mayor, J.R., Pasquini, S.C., Sheldrake, M. & Garcia, M.N. 2018. Plant responses to fertilization experiments in lowland, species-rich, tropical forests. *Ecology*, 99: 1129-1138.
<https://doi.org/10.1002/ecy.2193>

Yu, M., Wang, Y.-P., Baldock, J.A., Jiang, J., Mo, J., Zhou, G. & Yan, J. 2020. Divergent responses of soil organic carbon accumulation to 14 years of nitrogen addition in two typical subtropical forests. *Science of the Total Environment*, 707: 136104. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136104>

Zak, D.R., Freedman, Z.B., Upchurch, R.A., Steffens, M. & Kögel-Knabner, I. 2017. Anthropogenic N deposition increases soil organic matter accumulation without altering its biochemical composition. *Global Change Biology*, 23: 933–944. <https://doi.org/10.1111/gcb.13480>

6. 森林新植造林、更新造林和天然更新

Cindy E. Prescott¹, Yann Nouvellon²

¹Faculty of Forestry, University of British Columbia, Vancouver, Canada

加拿大英屬哥倫比亞大學森林學院

²Cirad, Research Unit Eco&sols, Kasetsart University, Bangkok, Thailand

法國農業研究發展國際合作中心 (Cirad) 、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) 、泰國農業大學

1. 做法說明

新植造林 (afforestation) 是指從其他土地用途轉化為森林，或將冠層覆蓋度提高到 10% 以上 (Food and Agriculture Organization, FAO, 2000) 。新植造林與砍伐森林正好相反，包括從其他土地用途積極轉換的區域。新植造林包括通過育林措施或自然過渡到森林，例如在廢棄的農業用地或在荒蕪時期未被歸類為森林的火災跡地，轉化為森林。改造應該是長期的，即過渡到森林的過程預計將持續 10 年以上。但是，因應當地的氣候條件、土地利用背景或分析目的，可能需要更長的時限來達成。如果該地區曾被暫時地砍伐，重新建立的森林被稱為「更新造林 (reforestation) 」 (FAO, 2000) 。

新植造林可以在土地廢棄後被動發生 (即沒有人類干預) ，也可以通過種植樹苗或播撒種子主動發生。它也可以通過輔助自然更新 (assisted natural regeneration, ANR) 的方式進行，即採取具體行動來減少森林天然更新的阻礙，如控制放牧或雜草競爭，改善土壤或微氣候條件，或種子傳播。

2. 適用範圍

新植造林 (和更新造林) 適用於氣候決定自然植被為森林的地方 (詳請見熱點：森林) 。不建議在本來為草原 (Silveira et al., 2020) 或其他非森林生物群落的地區進行新植造林。

3. 對土壤有機碳庫存的衝擊

新植造林會增加土壤有機碳含量，特別是那些因礦物開採或非永續的耕作而退化的土壤（表 17）。土壤有機碳的累積在碳含量已被耗盡的土壤中速度最快（Shi et al., 2013; Wang and Huang, 2020）。在因採礦而變得貧瘠的土地上新植造林，土壤有機碳庫存增加了 15 倍（平均 173%；統合分析，Nave et al., 2013）。土壤有機碳庫存在新植造林後 15~25 年內明顯增加，並持續到隨後的幾十年。在新植造林的礦區，前 10 年的土壤有機碳累積量平均為 2.46 噸碳 / 公頃 / 年，前 40 年為 0.87 噸碳 / 公頃 / 年（Frouz et al., 2014）。在原耕地（即用於種植農作物的土地；FAO, 2017）上新植造林可能會使土壤有機碳庫存大幅增加（Mayer et al., 2020）。在一些研究中，100 年內未達到新的穩定狀態水準（Poeplau et al., 2011; Barcena et al., 2014），而在其他研究中，微幅的年代際增長在第一個世紀末達到了約 15% 的土壤有機碳庫存淨增長最大值（Nave et al., 2013）。在中國的綠色糧食計劃下，退化耕地的新植造林平均為 0.26 噸碳 / 公頃 / 年（Deng et al., 2014）。衣索比亞用桉樹對退化的農田進行新植造林，在 30 年內將土壤有機碳庫存提高到一座自然亞熱帶乾旱山地森林水準的近 70%（Assefa et al., 2017）。

與耕地相比，草原和牧場的新植造林對土壤有機碳庫存影響不大（Guo and Gifford, 2002; Mayer et al., 2020），而且常常導致土壤有機碳損失（Poeplau et al., 2011）。與新植造林的土壤相比，高度退化的土壤在恢復為草原後的土壤有機碳積累得更快（Wei et al., 2012; Frouz et al., 2014）。草原和牧場的土壤有機碳高庫存量被歸因於擁有比森林土壤還更多的細根長度和水含量（Berhongaray and Alvarez, 2019; Deng et al., 2014）。

新植造林後，由於場地干擾、土壤侵蝕以及年輕植被的低淨初級生產量（NPP 和碳投入，土壤有機碳庫存可能會立即下降（Paul et al., 2002）。在積極場地管理下，這種下降通常會持續 10 年左右（Laganiere, Angers and Pare, 2010; Deng et al., 2014; Li et al., 2012; Nave et al., 2013），但隨著農業廢棄，可能持續 35 年（Paul et al., 2002）。此後，土壤有機碳迅速積累幾十年（Laganiere, Angers and Pare, 2010; Deng et al., 2014; Li et al., 2012; Nave et al., 2013）。土壤有機碳在表土有機質層中積累得很快，而在礦物層中積累得較慢（Li et al., 2012; Barcena et al., 2014; Ledo et al., 2020）。當土壤有機碳含量接近飽和或與場地條件（土壤、氣候、有機投入和肥力；Saeur et al., 2012）平衡時，納入速度會減慢（Vinduskova and Frouz, 2013; Frouz et al., 2014）。

新植造林後的土壤有機碳固存率在寒冷氣候中最低；Laganiere、Angers 和 Pare (2010) 的統合分析報告指出，在極北區新植造林後，平均土壤有機碳損失為 1.5%，而其他氣候區增加 7~17%（最高增量在溫帶海洋區，圖 3）。在一項全球統合分析中，暖溫帶的人工林具有最高的土壤有機碳積累率（0.96 噸碳 / 公頃 / 年），而冷溫帶的土壤有機碳積累率最低（0.21 噸碳 / 公頃 / 年），熱帶氣候區（0.56 噸碳 / 公頃 / 年）接近全球平均水準（0.50 噸碳 / 公頃 / 年）（Wang and Huang, 2020）。生態系統碳（ecosystem C）在土壤中積累的比例在暖溫帶最高（27.0%），在熱帶最低（10.7%），冷溫帶（17.9%）接近全球平均水準（14.1%）；土壤中積累的生態系統碳比例中位數在暖溫帶最高。在熱帶氣候下，礦物土壤有機碳的積累速度更快，而且沒有溫帶條件下經常回報的初始緩慢期（Don, Schumacher and Freibauer, 2011; Barcena et al., 2014a），但更高的生產力被更高的土壤有機碳損失所抵消了。在中國

植樹造林的統合分析中，土壤有機碳積累率與年平均降水量 (mean annual precipitations, MAP) 關係最密切，其次是年平均溫度 (mean annual temperatures, MAT)、樹齡和土壤黏粒含量 (clay content) (Wang and Huang, 2020)。

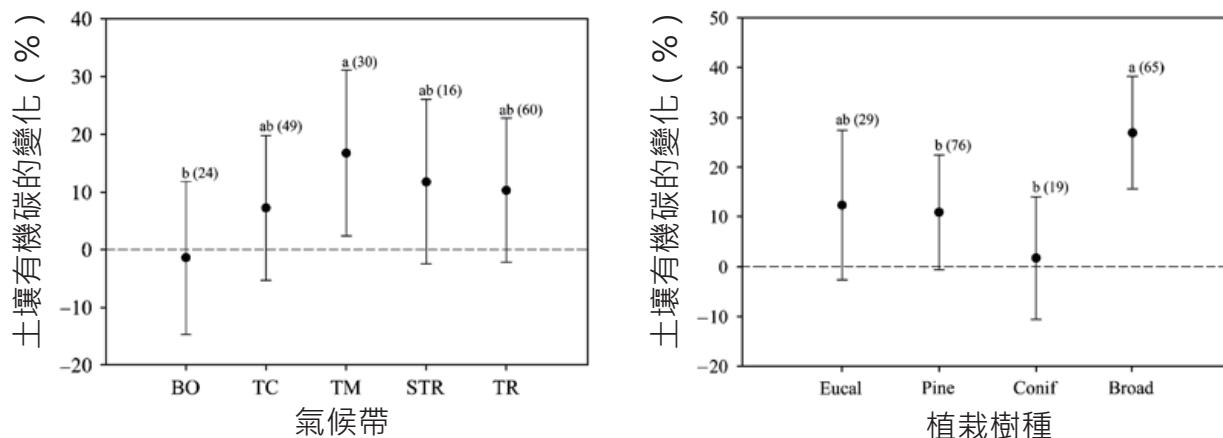


圖 3. (a) 不同氣候區和 (b) 不同類型樹種造林後土壤有機碳庫存的變化。誤差條為平均值的標準誤差。不同的字母表示在 $P < 0.10$ 時有顯著差異。括弧內為觀察的數量。人工林的平均年齡為 22.9 年，平均採樣深度為 34.7 公分。BO，寒帶地區；TC，溫帶大陸性地區；TM，溫帶海洋性地區；STR，亞熱帶地區；TR，熱帶地區。SOC，土壤有機碳；Eucal，桉樹屬；Conif，針葉樹（不包括松樹）；Broad，闊葉樹（不包括桉樹屬）。資料來源：Laganiere, Angers and Pare (2010)

土壤黏粒含量與土壤有機碳變化率呈正相關 (Shi et al., 2013; Wang and Huang, 2020)。黏粒含量高的土壤 ($>33\%$) 在新植造林後積累的碳比粗質地 (coarse-textured) 土壤多約 25% (Laganiere, Angers and Pare, 2010)。新植造林後土壤有機碳的增加率在有機層中最大，並隨著土壤深度的增加而減少 (Shi et al., 2013)。淺層和深層泥炭土的育林可能會因排水而減少土壤有機碳庫存 (Simola, Pitkanen and Turunen, 2012)。

耕地轉化為落葉林比轉化為常綠林顯示出更快地讓土壤碳庫存增加 (Deng et al., 2014; Guo and Gifford, 2002; Li et al., 2012)。在一項全球統合分析中，在農業土壤上新植造林後的 20~30 年間，用闊葉樹種造林的地點，土壤有機碳的平均增長為 25%，而用針葉樹造林為 2% (桉樹或松樹為 12% ; Laganiere, Angers and Pare, 2010)。在一項全球統合分析中，使用桉樹等硬木新植造林後，土壤碳庫存增加，但使用松樹等軟木新植造林後沒有變化 (Li et al., 2012)。在北溫帶的礦區中，落葉林區比針葉林區的土壤有機碳積累得更快、更深 (Frouz et al., 2014; Vinduskova and Frouz, 2013)。落葉樹種下的土壤有機碳積累較快，是由於其落葉中的氮和鈣濃度較高，養殖蚯蚓進行生物翻動 (Morris et al., 2007; Frouz et al., 2013)。在一項全球新植造林研究的定量文獻回顧中，常綠闊葉樹種的平均土壤有機碳固存率 ($0.73 \text{ 噸} / \text{公頃} / \text{年}$) 高於落葉樹 ($0.42 \text{ 噸} / \text{公頃} / \text{年}$) 或所有常綠樹 ($0.43 \text{ 噸} / \text{公頃} / \text{年}$) (Hou et al., 2020)。在採礦後的地點，與其他樹種相比，具有固氮根系的樹木下的土壤有機碳水準增加得更快 (Frouz et al., 2009; Schivo et al., 2009; Kuznetsova et al., 2011)。

表 17. 新植造林後的土壤有機碳儲量變化情況報告

| 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 | |
|-------------|-------|------|-------------------|------------------------|------------|--|-------------|--------------------------------------|--|
| 全球統合分析 | | | | | | | | | |
| 全球 | 各種氣候區 | 各種類型 | 不適用 | 0.50 | | 0~30 | 新植造林統合分析 | Wang and Huang (2020) | |
| | | | | 總計 0.49 | | 標準化到頂部 100 公分 | | Li et al. (2012) | |
| | | | | 有機層 0.34 | | | | | |
| | | | | 礦質層 0.15 | 時間不一 | 有機 0~20 20~40 40~60 60~100 | | | |
| | | | | 0.42 | | | | | |
| | | | | 0.46 | | | | | |
| | | | | 0.15 | | | | Shi et al. (2013) | |
| | | | | 0.09 | | | | | |
| | | | | 0.05 | | | | | |
| 區域統合分析和文獻回顧 | | | | | | | | | |
| 暖和溫帶地區 | 暖溫帶 | 各種類型 | 不適用 | 0.96 | | 0~30 | 新植造林統合分析 | Wang and Huang (2020) | |
| | | | | 0.56 | | | | | |
| 熱帶地區 | 熱帶 | | 60 | 0.44 | 28 | 不適用 | 草地新植造林的統合分析 | Don, Schumacher and Freibauer (2011) | |
| | | | 70 | 1.04 | 32 | | 耕地新植造林的統合分析 | | |

| 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 |
|----------------|-----------|---|--------------------|----------------------------|------------|------------------|---------------|----------------------------------|
| | | | 不適用 | 1.3 0.41 | 20 100 | | 農業用地新植造-文獻回顧 | Silver, Ostertag and Lugo (2000) |
| 冷溫帶 | 冷溫帶 | | | 0.21 (0~30 公分) | | 0~30 | 新植造林統合分析 | Wang et al. (2020) |
| 國家和地方研究 | | | | | | | | |
| 美國南卡羅來納州 | 暖溫帶濕潤 | 極育土 (Ultisols) | 32.5 | 1.0 | 40 | 0~60 | 在廢棄的農業用地上新植造林 | Richter et al. (1999) |
| 澳洲南部和東部 | 暖溫帶的濕潤和乾燥 | | | 0.57 | 6~45 | 0~30 | | England et al. (2016) |
| 加拿大南方魁北克省 | | 棕壤 (Brunisols) · 灰黏土 (Gleysols) · 灰壤 (Podzols) · 風積土 (Regosols) | 80 | 0.18 (砂質) 0.86 (壤質) | 22 | 0~100 (矸質土) | | Ouimet et al. (2007) |
| 美國密歇根州 | 冷溫帶濕潤 | 典型簡育濕潤淋溶土 (typical hapludalfs) | 51.8 | 0.35 落葉林 0.26 針葉林 | | 不適用 | 耕地上的新植造林 | Morris et al. (2007) |
| 美國愛荷華州 | | 中溫典型簡育濕潤黑沃土 (mesic Typic hapludolls) | 不適用 | 0.56 | 15~50 | 0~30 | | Sauer et al. (2012) |
| 波蘭 | | 各種類型 | 不適用 | 0.34 | 10~50 | 0~100 | | Smal et al. (2019) |
| 中國 | 各種氣候區 | 各種類型 | 不適用 | 0.13 0.26 | 40 | 0~20 0~100 | 耕地轉換穀類換綠色植物 | Deng, Liu and Shaguan (2013) |

| 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 |
|---------------|---|--|------------------|----------------------|---|---|--|------|
| 開採後的恢復 | | | | | | | | |
| 北半球的溫帶地區 | 各種各樣的 美國 印度 美國俄亥俄州 捷克 愛沙尼亞 | 不適用 0.87 0.81 針葉林 2.32 落葉林 0.48~1.51 66.7 2.6 22.3 1.93 落葉林 4.86 1.19 23.0 1.35~3.62 0.16~1.32 0.65 積極復育 0.93 被動復育 0.62 0.42~1.21 1.4~1.66 | 2.46 | 0~10 | 0~10+ 有機物 30 27~50 8 不適用 31 4~38 22~31 40 29 15~37 29~34 | 0~10+ 有機物 30 0~150 0~30 不適用 0~10+ 有機物 0~20 0~10+ 有機物 0~10+ 有機物 0~12+ 有機物 0~25 | Frouz et al. (2014) Amichev, Burger and Rodrigue (2008) Ahirwal, Maiti and Singh (2017) Akala and Lal (2001) Lorenz and Lal (2007) Sourkova et al. (2005) Frouz et al. (2009) Frouz et al. (2014) Frouz and Kalčík (2006) Karu et al. (2009) Reintam, Kar and Rooma (2002) | |
| 美國 | | | 0.87 | 0~40 | | | | |
| 印度 | | | 0.81 針葉林 | 30 | | | | |
| 美國俄亥俄州 | | | 2.32 落葉林 | | | | | |
| 捷克 | | | 0.48~1.51 | 27~50 | | | | |
| | | | 66.7 | 2.6 | | | | |
| | | | 22.3 | 1.93 落葉林 | | | | |
| | | | 4.86 | 1.19 | | | | |
| | | | 23.0 | 1.35~3.62 | | | | |
| | | | | 0.16~1.32 | | | | |

4. 該措施的其他效益

在退化土壤進行新植造林對一系列生態系服務具有正向影響，如提高水質、調節水流、減少侵蝕和雪崩風險、與森林有關的生物多樣性棲地、娛樂以及木材和非木材產品的生產。

4.1. 改善土壤性質

透過增加根系和有機物含量，退化土壤的新植造林可以改善土壤的物理性質，如容積密度、結構、孔隙度、滲透性和保水力 (Feng et al., 2011; Sauer et al., 2012)。根據種植的樹種，新植造林可以提高或降低土壤 pH 值 (Hong et al., 2018)。

4.2. 最小化對土壤功能的威脅

表 18. 土壤威脅

| 土壤威脅 | |
|-----------|---|
| 土壤侵蝕 | 造林在 20 年內減少了水對土壤的侵蝕 (Bonnesoeur et al., 2019)。防風林可以降低風速和農業用地的土壤流失 (Brandle, Hodges and Wight, 2000)。 |
| 養分的失衡和循環 | 新植造林增加了養分的含量和循環 (Prescott et al., 2019)。固氮物種增加氮和其他養分 (Perakis and Pett-Ridge, 2019)。 |
| 土壤鹽化和鹼化 | 在鹽土上用耐鹽樹木新植造林，可以降低地下水位，促進土壤剖面中鹽分向下移動並復原這些土壤 (Bell, 1999; Byers et al., 2006; Wicke et al., 2011)。紅樹林可以使水脫鹽 (Reef and Lovelock, 2015，另見熱點：紅樹林)。 |
| 土壤沾染 / 污染 | 一些樹種可用於被汙染場地的植生復育 (Mleczek et al., 2017)。 |
| 土壤酸化 | 新植造林可以中和土壤的酸鹼值：它降低了相對鹼性土壤的 pH 值，但提高了相對酸性土壤的 pH 值 (Hong et al., 2018)。 |
| 土壤生物多樣性損失 | 恢復土壤微生物和動物群落 (Prescott et al., 2019)。 |
| 土壤密封 | 一些樹種適應這些土壤條件 (Prescott, Katzensteiner and Weston, 2020)。 |

| 土壤威脅 | |
|--------|--|
| 土壤壓實 | 土壤容積密度隨著土壤有機碳的增加而下降 (Sauer et al., 2012)。種植能夠承受長期缺氧的土壤條件之樹種，可以改善土壤結構和通氣性 (Prescott, Katzensteiner and Weston, 2020)。 |
| 土壤水分管理 | 造林在 20 年內減少了中度洪水的風險 (Bonnesoeur et al., 2019)。它還可以減少河流的鹽度 (Ruprecht et al., 2019)。 |

4.3. 產量增加 (如食物、燃料、飼料、木材)

用於作物生產地區的新植造林，減少了可用於農業生產的面積和糧食的生產潛力 (Sauer et al., 2012)。而對糧食生產的影響可以通過森林地景復育的鑲嵌方法¹來減緩，在這種方法中，坡地和邊緣土地被新植造林，為農業留下更多的生產用地。混農林業措施如生產堅果和水果的樹木，將之納入農業用地（如間作、加強休耕、幫樹施肥、遮蔭作物）或將作物納入森林〔如森林花園 (forest gardens)、緬甸式造林僱工法 (taungya)〕，在保持糧食生產的同時提供種植樹木的好處（如 Huang et al., 2020; Giudice Badari et al., 2020 ）。新植造林可以包括對燃料或飼料生產有益的樹木。種植對木材生產有高價值的樹種，可以通過單一人工林完成，但這些人工林在儲存碳方面的效果較差 (Lewis et al., 2019)。木材生產可與新植造林的其它效益相平衡，方法是將木材物種與提供其它生態系服務的本地物種混合在一起 (Amazonas et al., 2013)，或將兩者納入多功能地景方法中 (Stanturf et al., 2015)。

4.4. 緩解和適應氣候變遷

新植造林和更新造林（即在受砍伐的原森林土地上再植林）可以通過增加森林的蓄積密度、土壤中的碳固存和建築中的木材使用，或作為鋼鐵工業或能源設施中的化石碳（如焦炭）的替代品，從而避免化石燃燒二氧化碳的碳 (fossil C-CO₂) 排放，減緩氣候變化 (Fallot et al., 2009)。聯合國政府間氣候變化專門委員會 (Intergovernmental Panel on Climate Change · IPCC, 2014) 的第五次評估報告將新植造林技術的減排潛力列為中等水準，而在即時性和便利性方面均為高水準。更新造林（即在 30% 的樹木覆蓋率閥值下從非森林過渡到森林）的全球氣候減緩潛力估計為每年 30~100 億噸二氧化碳當量 (Griscom et al., 2017) 和每年 30~180 億噸二氧化碳（英國皇家學會 · The Royal Society, 2018 ）。如果所有自然森林和林地的地區都進行更新造林，額外的 9 億公頃樹冠覆蓋將儲存 2050 億噸的碳 (Bastin et al., 2019)。一個在經濟、政治和技術面上都可行的大規模新植造林計畫將覆蓋約 3.45 億公頃，將固存約 1040 億噸碳 (Nilsson and Schopfhauser, 1995)。

¹ 亦見本冊第 8 章資料表單的「森林地景復育」

新植造林和更新造林也會產生反照率（即表面對光線的反射率）的變化。新植造林導致表面變暗（反照率較低），特別是在高緯度地區（如極地地區）；相關的輻射強迫改變會削弱增加碳儲量的好處（Kirschbaum et al., 2011）。新植造林也可以通過蒸發冷卻（Bonan et al., 2008; Locatelli et al., 2015; Alkama and Cescatti, 2016）和通過蒸散作用（transpiration）循環增加降雨（Ellison et al., 2017）來影響當地和區域氣候。整體而言，在新植造林地區，高緯度地區反照率降低的升溫效應主導了表面粗糙度和蒸發增加的降溫效應，導致當地氣候變暖，而在熱帶地區則相反，新植造林地的表面溫度通常低於草地或耕地的表面溫度（Jackson et al., 2008; Bonan, 2016; Peng et al., 2014）。

4.5. 社會經濟效益

除了來自森林的最終產品（木材、燃料、飼料、食物）之外，對樹苗的要求可以產生商業機會。例如，爪哇島的農民廣泛採用小型農村林地，導致了當地苗木供應商的發展，並創立了使用木材的加工行業（FAO, 2005）。

為生態系服務付費，如碳固存（carbon sequestration），也可從新植造林中產生社會經濟效益。例如，國際小團體和植樹計畫（International Small Group and Tree Planting Program, TIST；<https://program.tist.org/>）鼓勵自給自足的農民小團體透過在土壤退化的土地上種植和維護樹木來改善他們的當地環境和農場。迄今為止，已經有四個國家、超過 9 萬 3000 名農民成功地種植超過 1900 萬棵樹，並捕獲超過 550 萬噸的二氧化碳。隨著樹木的生長，捕獲的碳被量化和驗證，並在全球碳市場上出售經認證的溫室氣體信用。TIST 的農民每年為每棵樹獲得碳預付金，並在出售信用額度時獲得 70% 的淨利潤。小農戶還獲得了與碳無關的巨大收益，經核實，每棵樹的收益超過八美元。樹木提供水果、飼料、燃料、防風、遮陽和穩定河岸，而且參與者可以獲得健康資訊和培訓以及安全的爐灶。

對植樹潛在利益感興趣的利益相關者不僅僅是商業木材公司，還包括農民和農村社區、水資源管理者和水力發電機構以及保護區管理者（FAO, 2005）。

5. 該措施的潛在缺點

5.1. 權衡對土壤功能的其他威脅

表 19. 土壤威脅

| 土壤威脅 | |
|----------|--|
| 土壤侵蝕 | 在新植造林地上的侵蝕通常很少，除了一些沒有林下植物和厚的枯枝落葉層的熱帶人工林之外（如一些橡膠和柚木人工林；Liu et al., 2016; Lacombe et al., 2018; Neyret et al., 2020）。 |
| 養分的失衡和循環 | 土壤有機質（soil organic matter, SOM）輸入和酸鹼值的變化會導致土壤中氮礦化和硝化作用的差異（Li et al., 2014）。 |
| 土壤鹽化和鹹化 | 在次潮濕地區（即乾燥指數介於 0.5~0.65 之間），用人工林取代露天耕地 / 草地會降低地下水位，增加土壤和地下水的鹽濃度（Toth et al., 2014） |
| 土壤酸化 | 樹木可以酸化土壤（Berhongaray et al., 2013; Ritter, Vesterdal and Gundersen, 2003），特別是固氮樹種（Russell, Hall and Raich, 2017; Dubiez et al., 2019）。 |
| 土壤水分管理 | 較多的森林用水量可能會減少總體供水量（Bonnesoeur et al., 2019）。在乾旱地區，新植造林會加劇水的短缺（Cao et al., 2011）。 |

5.2. 溫室氣體排放量增加

如果需要排水，濕地的新植造林會導致土壤中的二氧化碳通量增加。替換草原和牧場會導致土壤中的碳流失。

5.3. 與其他措施的衝突

草原和稀樹草原等生物群落的轉換會減少土壤中的碳庫存（Guo and Gifford, 2002; Shi et al., 2013），並損害其他生態系服務，如土壤養分循環（Berthrong, Jobbagy and Jackson, 2009）、水文調節、侵蝕減緩和水產量（Bonnesoeur et al., 2019），並減少生物多樣性（Bond, 2016; Veldman et al., 2015）。

5.4. 產量減少（如食物、燃料、飼料、木材）

使用本地物種和 / 或混合物種新植造林的成本效益可能低於外來物種的單一種植。這可以通過混合種植（如桉樹和本地物種；Amazonas et al., 2013）或在外來物種的人工林中種植本地物種來減緩（Parrotta, Turnbull and Jones, 1997）。

5.5. 其他衝突

除非仔細規劃以適應當地情況，否則新植造林會產生意想不到的負面生態和社會後果，包括減少供水、破壞本地草原、傳播入侵樹種、增加社會不平等、農田的遷移以及增加其他地方的森林砍伐（Holl and Brancalion, 2020）。

在擁有權不明確或有爭議的情況下，或者在土地已經被當地社區用於其他目的的情況下，新植造林可能會引起衝突。在土地擁有權衝突的情況下，更新造林的嘗試不太可能成功，因為處境不利的一方會故意破壞。在這種情況下，讓當地社區參與合作和參與的方法是必要的（Stanturf et al., 2015; FAO, 2005）。

許多可用於新植造林的地點都是土壤貧瘠或退化的，較好的土地通常被用於農業。在植樹之前，可能需要對場地和土壤進行修復（Prescott, Katzensteiner and Weston, 2020）。

新植造林可能要價不菲，而且面臨著相當大的風險（如火災、乾旱、疾病和市場變化），在可能獲得任何財物回報之前需要很長一段時間。直接補助、土地擁有者與工業夥伴間的合資企業、低息貸款、小額信貸、稅收優惠或生態系服務計畫付款可能是必要的（FAO, 2005）。承包、公開招標及其它基於市場機制來開展各種業務，可支援地方企業的發展（Yin, Sedjo and Liu, 2010）。

注重種植面積的擴大而忽視森林管理會導致天然林和人工林的低蓄積水準（Yin, Sedjo and Liu, 2010）。一些補助專案會導致過度依賴單一樹種，林分品質差，並且在補助結束後恢復為耕地（Yin, Sedjo and Liu, 2010）。應該強調的是「樹生長」而非「樹種植」（Lyons, 2019）。

有限的造林知識是成功更新造林的一個常見阻礙，目前大多數林務人員依靠少數幾個熟知的物種來發展人工林。通常，關於本地物種之特性、生態、造林或場地要求了解較少（FAO, 2005）。

6. 實行該措施前的建議

- ◆ 讓當地社區進來參與，建立強有力的地方支持。解決土地擁有權和保有權的衝突。
- ◆ 確保機構支持和長期資金供應，以獎勵和支持新植造林計畫。
- ◆ 明確分配參與計畫各方的成本和收益，以及責任和獎勵。
- ◆ 為新植造林計畫中使用的樹種制定適當的方法。
- ◆ 評估現場條件，並加以改善，以提高樹木生存和生長的可能性。
- ◆ 辨認能夠承受新植造林地點的土壤條件，並且不會成為入侵者或對環境產生負面影響的樹種。
- ◆ 有一個監測計畫和適應性管理協定，以防止人工林失敗。
- ◆ 在場地準備、雜草控制、物種和產地選擇、養分、林分養護和防火方面培訓當地的林務人員。
- ◆ 考慮混農林業或森林地景復育方法，以適應糧食生產和恢復需求。

7. 採用該措施的潛在障礙

表 20. 採用該措施的潛在障礙

| 障礙 | 有 / 無 | |
|------|-------|--|
| 生物物理 | 有 | 如果場地的穩定性、肥力、土壤深度、供水或保水力不足，則需要在種植前採取修復措施。 |
| 文化 | 有 | 樹種應該是當地熟悉且是有用的 / 想要的。地景上已被砍伐好幾世代的樹木可能是不想要的。 |
| 社會 | 有 | 種植必須得到當地社區支持。 |
| 經濟 | 有 | 需要資金來發展，以便在當地生產合適的物種和基因型的樹苗，進行場地準備和建立，以及長期監測和維護。只有在輪作結束時才有經濟回報，輪作可能持續幾年或幾十年。 |

| 障礙 | 有 / 無 | |
|----------------|-------|---|
| 機構 | 有 | 當國家政府透過提供支援性的激勵措施和政策，並於持續好幾年間的認真和努力，能夠成功完成更新造林計畫。 |
| 法律 (土地權利) | 有 | 當地社區應有權使用產品或獲得補貼。 |
| 知識 | 有 | 適合環境和當地人可永續利用的適當物種的知識，並瞭解最佳管理措施。 |

實例照片



照片 5. 在巴西里約熱內盧附近的低地雨林中，成功地進行了混合物種新植造林。該地點以前是農田。這是巴西大西洋沿岸森林 (Atlantic Forest of Brazil) 重點恢復工作的一部分。

表 21. 第 4 冊和第 6 冊中的相關案例研究

| 標題 | 地區 | 研究時間 (年) | 冊數 | 案例研究 編號 |
|--------------------------------------|------------|-------------|----|------------|
| 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 | 拉丁美洲和加勒比地區 | 9、20 和 40 | 4 | 36 |
| 剛果沿海平原貧瘠砂土的土壤肥 | 非洲 | 7 | 6 | 1 |
| 日本舊時農地的新植造林 | 亞洲 | 5 | 6 | 2 |
| 波士尼亞與赫塞哥維納位於塞族共和國亞沃爾山的高地更新造林 | 歐洲 | 15 | 6 | 5 |
| 義大利半島沿岸廢棄山區草原的天然新植造林 | 歐洲 | 23~72 | 6 | 6 |
| 義大利葡萄園的新植造林 | 歐洲 | 最高可達 30 | 6 | 7 |
| 在階式梯田新植造林：塞爾維亞東南部格爾代利察峽谷卡力曼思嘉流域 | 歐洲 | 60 | 6 | 8 |

參考文獻

- Ahirwal, J., Maiti, S.K. & Singh, A.K.** 2017. Changes in ecosystem carbon pool and soil CO₂ flux following post-mine reclamation in dry tropical environment, India. *Science of The Total Environment*, 583: 153-162. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.043>
- Akala, V.A. & Lal, R.** 2001 Soil organic carbon pools and sequestration rates in reclaimed minesoils in Ohio. *Journal of Environmental Quality*, 30(6): 2098–2104. <https://doi.org/10.2134/jeq2001.2098>
- Alkama, R. & Cescatti, A.** 2016. Climate change: Biophysical climate impacts of recent changes in global forest cover. *Science*, 351: 600-604. <https://doi.org/10.1126/science.aac8083>
- Amazonas, N.T., Forrester, D.I., Silva, C.C., Almeida, D.R.A., Rodrigues, R.R. & Brancalion, P.H.S.** 2018. High diversity mixed plantations of Eucalyptus and native trees: An interface between production and restoration for the tropics. *Forest Ecology and Management*, 417: 247-256. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.03.015>
- Amichev, B.Y., Burger, J.A. & Rodrigue, J.A.** 2008. Carbon sequestration by forests and soils on mined land in the Midwestern and Appalachian coalfields of the US. *Forest Ecology and Management*, 256(11): 1949–1959. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.07.020>
- Assefa, D., Rewald, B., Sandén, H., Rosinger, C., Abiyu, A., Yitaferu, B. & Godbold, D.L.** 2017. Deforestation and land use strongly effect soil organic carbon and nitrogen stock in Northwest Ethiopia. *Catena*, 153: 89–99. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2017.02.003>
- Bárcena, T.G., Kiær, L.P., Vesterdal, L., Stefánsdóttir, H.M., Gundersen, P. & Sigurdsson, B.D.** 2014. Soil carbon stock change following afforestation in Northern Europe: a meta-analysis. *Global Change Biology*, 20: 2393-2405. <https://doi.org/10.1111/gcb.12576>
- Bastin, J-F, Finegold, Y., Garcia, C., Mollicone, D., Rezende, M., Routh, D., Zohner, C.M. & Crowther, T.W.** 2019. The global tree restoration potential. *Science*, 365(6448): 76-79. <https://doi.org/10.1126/science.aax0848>
- Bell, D.T.** 1999. Australian trees for the rehabilitation of waterlogged and salinity-damaged landscapes. *Australian Journal of Botany*, 47(5): 697-716. <https://doi.org/10.1071/BT96110>
- Berhongaray, G. & Alvarez, R.** 2019. Soil carbon sequestration of Mollisols and Oxisols under grassland and tree plantations in South America - A review. *Geoderma Regional*, 18: e00226. <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2019.e00226>
- 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>
- Berthrong, S.T., Jobbágy, E.G. & Jackson, R.B.** 2009. A global meta-analysis of soil exchangeable cations, pH, carbon, and nitrogen with afforestation. *Ecological Applications*, 19: 2228–2241. <https://doi.org/10.1890/08-1730.1>
- Bonan, G.B.** 2008. Forests and climate change: Forcings, feedbacks, and the climate benefits of forests. *Science*, 320(5882): 1444-1449. <https://doi.org/10.1126/science.1155121>

- Bonan, G.B.** 2016. Forests, Climate, and Public Policy: A 500-Year Interdisciplinary Odyssey. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 47: 97-121. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-121415-032359>
- Bond, W.J.** 2016. Ancient grasslands at risk. *Science*, 351(6269): 120-122. <https://doi.org/10.1126/science.aad5132>
- Bonnesoeur, V., Locatelli, B., Guariguata, M.R., Ochoa-Tocachi, B.F., Vanacker, V., Mao, Z., Stokes, A. & Mathez-Stiefel, S.-L.** 2019. Impacts of forests and forestation on hydrological services in the Andes: A systematic review. *Forest Ecology and Management*, 433: 569–584. [https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.11.033 et al. 2019](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.11.033)
- Brandle, J.R., Hedges, L. & Wight, B.** 2000. Windbreak practices. In Garrett, H.E., Rietveld, W.J., Fisher, R.F. (Eds.) *North American Agroforestry: An Integrated Science and Practice*. American Society of Agronomy, pp. 79-118.
- Byers, J.E., Cuddington, K., Jones, C.G., Talley, T.S., Hastings, A., Lambrinos, J.G., Crooks, J.A. & Wilson, W.G.** 2006. Using ecosystem engineers to restore ecological systems. *Trends in Ecology and Evolution*, 21: 493-500. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2006.06.002>
- Cao, S.X., Chen, L., Shankman, D., Wang, C.M., Wang, X.B. & Zhang, H.** 2011. Excessive reliance on afforestation in China's arid and semi-arid regions, Lessons in ecological restoration. *Earth-Science Reviews*, 104: 240–245. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2010.11.002>
- Deng, L., Liu, G. & Shangguan, Z.** 2014. Land-use conversion and changing soil carbon stocks in China's 'Grain-for-Green' Program: a synthesis. *Global Change Biology*, 20: 3544–3556. <https://doi.org/10.1111/gcb.12508>
- 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: 1658–1670. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02336.x>
- Dubiez, E., Freycon, V., Marien, J.N., Peltier, R. & Harmand, J.M.** 2019. Long term impact of Acacia auriculiformis woodlots growing in rotation with cassava and maize on the carbon and nutrient contents of savannah sandy soils in the humid tropics (Democratic Republic of Congo). *Agroforestry Systems*, 93: 1167-1178. <https://doi.org/10.1007/s10457-018-0222-x>
- Ellison, D., Morris, C.E., Locatelli, B., Sheil, D., Cohen, J., Murdiyarso, D., Gutierrez, V., Noordwijk, M. van, Creed, I.F., Pokorny, J., Gaveau, D., Spracklen, D.V., Tobella, A.B., Ilstedt, U., Teuling, A.J., Gebrehiwot, S.G., Sands, D.C., Muys, B., Verbist, B., Springgay, E., Sugandi, Y. & Sullivan, C.A.** 2017. Trees, forests and water: Cool insights for a hot world. *Global Environmental Change*, 43: 51–61. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2017.01.002>
- England, J.R., Paul, K.I., Cunningham, S.C., Madhavan, D.B., Baker, T.G., Read, Z., Wilson, B.R., Cavagnaro, T.R., Lewis, T. Perring, M.P., Herrman, T. & Polglase, P.J.** 2016. Previous land use and climate influence differences in soil organic carbon following reforestation of agricultural land with mixed-species plantings. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 227: 61–72. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.04.026>

Fallot, A., Saint-André, L., Le-Maire, G., Laclau, J.P., Nouvellon, Y., Marsden, C., Bouillet, J.P., Silva, T., Pikett, M.G. & Hamel, O. 2009. Biomass sustainability, availability and productivity. *Revue de Metallurgie*, 106(10): 410-418. <https://doi.org/10.1051/metal/2009072>

FAO. 2000. *FRA 2000: On definitions of Forest and Forest Change*. (also available at: www.fao.org/3/ad665e/ad665e04.htm)

FAO. 2005. *Helping Forests Take Cover*. Regional Centre For Asia and the Pacific RAP Publication 2005/13 Bangkok. (also available at: www.fao.org/3/ae945e/ae945e00.htm)

FAO. 2017. Land Use, Irrigation and Agricultural Practices – Definitions. (also available at: www.fao.org/fileadmin/templates/ess/ess_test_folder/Definitions/Land_Use_Definitions_FAOSTAT)

Frouz, J. & Kalčík, J. 2006. Accumulation of soil organic carbon in relation to other soil characteristic during spontaneous succession in non-reclaimed colliery spoil heaps after brown coal mining near Sokolov (the Czech Republic). *Ekológia*, 25(4):388–397

Frouz, J., Pizl, V., Cienciala, E. & Kalcik, J. 2009. Carbon storage in post-mining forest soil, the role of tree biomass and soil bioturbation. *Biogeochemistry*, 94(2): 111–121. <https://doi.org/10.1007/s10533-009-9313-0>

Frouz, J., Dvorčík, P., Vindušková, O. & Cienciala, E. 2014. Plant production, carbon accumulation and soil chemistry at post-mining sites. In Frouz, J. (Ed). *Soil Biota and Ecosystem Development in Post-Mining Sites*. Boca Raton: CRC Press. <https://doi.org/10.1201/b15502>

Frouz, J., Livečková, M., Albrechtová, J., Chroňáková, A., Cajthaml, T., Pižl, V., Háněl, L., Starý, J., Baldrian, P., Lhotáková, Z., Šimáčková, H. & Cepáková, Š. 2013. Is the effect of trees on soil properties mediated by soil fauna? A case study from post-mining sites. *Forest Ecology and Management*, 309: 87–95. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.02.013>

Griscom, B.W., Adams, J., Ellis, P.W., Houghton, R.A., Lomax, G., Miteva, D.A., Schlesinger, W.H., Shoch, D., Siikamäki, J.V., Smith, P., Woodbury, P., Zganjar, C., Blackman, A., Campari, J., Conant, R.T., Delgado, C., Elias, P., Gopalakrishna, T., Hamsik, M.R., Herrero, M., Kiesecker, J., Landis, E., Laestadius, L., Leavitt, S.M., Minnemeyer, S., Polasky, S., Potapov, P., Putz, F.E., Sanderman, J., Silvius, M., Wollenberg, E. & Fargione, J. 2017. Natural climate solutions. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 114: 11645–11650. <https://doi.org/10.1073/pnas.1710465114>

Giudice Badari, C., Bernardini, L.E., de Almeida, D.R.A., Brancalion, P.H.S., César, R.G., Gutierrez, V., Chazdon, R.L., Gomes, H.B. & Viani, R.A.G. 2020. Ecological outcomes of agroforests and restoration 15 years after planting. *Restoration Ecology*, 28(5): 1135–1144. <https://doi.org/10.1111/rec.13171>

Guo, L.B. & Gifford, R.M. 2002. Soil carbon stocks and land use change: a meta-analysis. *Global Change Biology*, 8: 345–360. <https://doi.org/10.1046/j.1354-1013.2002.00486.x>

Holl, K.D. & Brancalion, P.H.S. 2020. Tree planting is not a simple solution. *Science*, 368(6491): 580–581. <https://doi.org/10.1126/science.aba8232>

- Hong, S., Piao, S., Chen, A., Liu, Y., Liu, L., Peng, S., Sardans, J., Sun, Y., Peñuelas, J. & Zeng, H.**
2018. Afforestation neutralizes soil pH. *Nature Communications*, 9: 520.
<https://doi.org/10.1038/s41467-018-02970-1>
- Hou, G., Deland, C.O., Lu, X. & Gao, L.** 2020 Grouping tree species to estimate afforestation-driven soil organic carbon sequestration. *Plant and Soil*, 455: 507-518. <https://doi.org/10.1007/s11104-020-04685-z>
- Huang, J., Pan, J., Zhou, L., Zheng, D., Yuan, S., Chen, J., Li, J., Gui, Q. & Lin, W.** 2020. An improved double-row rubber (*Hevea brasiliensis*) plantation system increases land use efficiency by allowing intercropping with yam bean, common bean, soybean, peanut, and coffee: A 17-year case study on Hainan Island, China. *Journal of Cleaner Production*, 263, 121493.
<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.121493>
- IPCC.** 2014. Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth In Core Writing Team, Pachauri, R.K. & Meyer, L.A. (Eds.) *Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. IPCC, Geneva, Switzerland, 151 pp.
- Jackson, R.B., Randerson, J.T., Canadell, J.G., Anderson, R.G., Avissar, R., Baldocchi, D.D., Bonan, G.B., Caldeira, K., Diffenbaugh, N.S., Field, C.B., Hungate, B.A., Jobbágy, E.G., Kueppers, L.M., Nosetto, M.D. & Pataki, D.E.** 2008. Protecting climate with forests. *Environmental Research Letters*, 3(4).
<http://dx.doi.org/10.1088/1748-9326/3/4/044006>
- Karu, H., Szava-Kovats, R., Pensa, M. & Kull, O.** 2009. Carbon sequestration in a chronosequence of Scots pine stands in a reclaimed opencast oil shale mine. *Canadian Journal of Forest Research*, 39(8): 1507–1517. <https://doi.org/10.1139/X09-069>
- Kirschbaum, M.U.F., Whitehead, D., Dean, S.M., Beets, P.N., Shepherd, J.D. & Ausseil, A.G.E.** 2011. Implications of albedo changes following afforestation on the benefits of forests as carbon sinks. *Biogeosciences*, 8: 3687-3696. <https://doi.org/10.5194/bg-8-3687-2011>
- Lacombe, G., Valentin, C., Sounyafong, P., de Rouw, A., Soulileuth, B., Silvera, N., Pierret, A., Sengtaheuanghouang, O. & Ribolzi, O.** 2018. Linking crop structure, throughfall, soil surface conditions, runoff and soil detachment: 10 land uses analyzed in Northern Laos. *Science of the Total Environment*, (616-617): 1330-1338. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.185>
- Laganière, J., Angers, D.A. & Paré, D.** 2010. Carbon accumulation in agricultural soils after afforestation: A meta-analysis. *Global Change Biology*, 16(1): 439-453. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2009.01930.x>
- ledo, A., Smith, P., Zerihun, A., Whitaker, J., Vicente-Vicente, J.L., Qin, Z., McNamara, N.P., Zinn, Y.L., Llorente, M., Liebig, M., Kuhnert, M., Dondini, M., Don, A., Diaz-Pines, E., Datta, A., Bakka, H., Aguilera, E. & Hillier, J.** 2020. Changes in soil organic carbon under perennial crops. *Global Change Biology*, 26: 4158-4168. <https://doi.org/10.1111/gcb.15120>
- Lewis, S.L., Wheeler, C.E., Mitchard, E.T.A. & Koch, A.** 2019. Regenerate natural forests to store carbon. *Nature*, 568(7750): 25-28. <https://doi.org/10.1038/d41586-019-01026-8>

- Li, D., Niu, S. & Luo, Y.** 2012. Global patterns of the dynamics of soil carbon and nitrogen stocks following afforestation: a meta-analysis. *New Phytologist*, 195: 172–181. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2012.04150.x>
- Li, M., Zhou, X., Zhang, Q. & Cheng, X.** 2014. Consequences of afforestation for soil nitrogen dynamics in central China. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 183: 40–46. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.10.018>
- Liu, H., Blagodatsky, S., Giese, M., Liu, F., Xu, J. & Cadisch, G.** 2016. Impact of herbicide application on soil erosion and induced carbon loss in a rubber plantation of Southwest China. *Catena*, 145: 180–192. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.06.007>
- Locatelli, B., Catterall, C.P., Imbach, P., Kumar, C., Lasco, R., Marín-Spiotta, E., Mercer, B., Powers, J.S., Schwartz, N. & Uriarte, M.** 2015. Tropical reforestation and climate change: Beyond carbon. *Restoration Ecology*, 23: 337–343. <https://doi.org/10.1111/rec.12209>
- Lorenz, K. & Lal, R.** 2007. Stabilization of organic carbon in chemically separated pools in reclaimed coal mine soils in Ohio. *Geoderma*, 141(3–4): 294–301. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2007.06.008>
- Lyons, D.** 2019. Forest tree planting, start tree growing [online]. [Cited 16 October 2020] <https://forestsnews.cifor.org/61174/forget-tree-planting-start-tree-growing?fnl=en>
- Mayer, M., Prescott, C.E., Abaker, W.E.A., Augusto, L., Cécillon, L., Ferreira, G.W.D., James, J., Jandl, R., Katzensteiner, K., Laclau, J.-P., Laganière, J., Nouvellon, Y., Paré, D., Stanturf, J.A., Vanguelova, E.I. & Vesterdal, L.** 2020. Tamm Review: Influence of forest management activities on soil organic carbon stocks: A knowledge synthesis. *Forest Ecology and Management*, 466: 118127. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118127>
- Mleczek, M., Goliński, P., Krzesłowska, M., Gałecka, M., Magdziak, Z., Rutkowski, P., Budzyńska, S., Waliszewska, B., Kozubik, T., Karolewski, Z. & Niedzielski, P.** 2017. Phytoextraction of potentially toxic elements by six tree species growing on hazardous mining sludge. *Environmental Science and Pollution Research*, 24: 22183–22195. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-9842-3>
- Morris, S.J., Bohm, S., Haile-Mariam, S. & Paul, E.A.** 2007. Evaluation of carbon accrual in afforested agricultural soils. *Global Change Biology*, 13: 1145–1156. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2007.01359.x>
- Nave, L.E., Swanston, C.W., Mishra, U. & Nadelhoffer, K.J.** 2013. Afforestation effects on soil carbon storage in the United States: A synthesis. *Soil Science Society of America Journal*, 77: 1035–1047. <https://doi.org/10.2136/sssaj2012.0236>
- Neyret, M., Robain, H., de Rouw, A., Janeau, J.L., Durand, T., Kaewthip, J., Trisophon, K. & Valentin, C.** 2020. Higher runoff and soil detachment in rubber tree plantations compared to annual cultivation is mitigated by ground cover in steep mountainous Thailand. *Catena*, 189: 104472. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2020.104472>
- Nilsson, S. & Schopfhauser, W.** 1995. The carbon-sequestration potential of a global afforestation program. *Climatic Change*, 30: 267–293. <https://doi.org/10.1007/BF01091928>

- Parrotta, J.A., Turnbull, J.W. & Jones, N.** 1997. Catalyzing native forest regeneration on degraded tropical lands. *Forest Ecology and Management*, 99: 1–7. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(97\)00190-4](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(97)00190-4)
- Paul, K.I., Polglase, P.J., Nyakuengama, J.G. & Khanna, P.K.** 2002. Change in soil carbon following afforestation. *Forest Ecology and Management*, 168(1-3): 241-257. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(01\)00740-X](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00740-X)
- Peng, S.S., Piao, S., Zeng, Z., Ciais, P., Zhou, L., Li, L.Z.X., Myneni, R.B., Yin, Y. & Zeng, H.** 2014. Afforestation in China cools local land surface temperature. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 111: 2915-2919. <https://doi.org/10.1073/pnas.1315126111>
- Perakis, S.S. & Pett-Ridge, J.C.** 2019. Nitrogen-fixing red alder trees tap rock-derived nutrients. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 116(11): 5009-5014. <https://doi.org/10.1073/pnas.1814782116>
- Poeplau, C., Don, A., Vesterdal, L., Leifeld, J., Van Wesemael, B., Schumacher, J. & Gensior, A.** 2011. Temporal dynamics of soil organic carbon after land-use change in the temperate zone – carbon response functions as a model approach. *Global Change Biology*, 17: 2415-2427. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02408.x>
- Prescott, C.E., Frouz, J., Grayston, S.J., Quideau, S.A. & Straker, J.** 2019. Rehabilitating forest soils after disturbance. *Developments in Soil Science*, 36: 309-343. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-63998-1.00013-6>
- Prescott, C.E., Katzensteiner, K. & Weston C.** 2020. Soils and Restoration of Forested Landscapes. In Stanturf, J.A & Callaham, M. (Eds.) *Soils and Restoration of Forested Landscape*. Elsevier (in press).
- Reef, R. & Lovelock, C.E.** 2015. Regulation of water balance in mangroves, *Annals of Botany*, 115(3): 385–395. <https://doi.org/10.1093/aob/mcu174>
- Reintam, L., Kaar, E. & Rooma, I.** 2002. Development of soil organic matter under pine on quarry detritus of open-cast oil-shale mining. *Forest Ecology and Management*, 171(1-2): 191–198. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(02\)00472-3](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(02)00472-3)
- Richter, D., Markewitz, D., Trumbore, S. & Wells, C.G.** 1999. Rapid accumulation and turnover of soil carbon in a re-establishing forest. *Nature*, 400: 56–58. <https://doi.org/10.1038/21867>
- Ritter, E., Vesterdal, L. & Gundersen, P.** 2003. Changes in soil properties after afforestation of former intensively managed soils with oak and Norway spruce. *Plant and Soil*, 249: 319–330. <https://doi.org/10.1023/A:1022808410732>
- Ruprecht, J., Sparks, T., Liu, N., Dell, B. & Harper, R.** 2019. Using reforestation to reverse salinisation in a large watershed. *Journal of Hydrology*, 577: 123976. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2019.123976>
- Russell, A.E., Hall, S.J. & Raich, J.W.** 2017. Tropical tree species traits drive soil cation dynamics via effects on pH: a proposed conceptual framework. *Ecological Monographs*, 87(4): 685-701. <https://doi.org/10.1002/ecm.1274>

Sauer, T.J., James, D.E., Cambardella, C.A. & Hernandez-Ramirez, G. 2012. Soil properties following reforestation or afforestation of marginal cropland. *Plant and Soil*, 360: 375–390.
<https://doi.org/10.1007/s11104-012-1258-8>

Shi, S., Zhang, W., Zhang, P., Yu, Y. & Ding, F. 2013. A synthesis of change in deep soil organic carbon stores with afforestation of agricultural soils. *Forest Ecology and Management*, 296: 53-63.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.01.026>

Silveira, F.A.O., Arruda, A.J., Bond, W., Durigan, G., Fidelis, A., Kirkman, K., Oliveira, R.S., Overbeck, G.E., Sansevero, J.B.B., Siebert, F., Siebert, S.J., Young, T.P. & Buisson, E. 2020. Myth-busting tropical grassy biome restoration. *Restoration Ecology*, 28(5): 1067-1073.
<https://doi.org/10.1111/rec.13202>

Silver, W.L., Osterzag, R. & Lugo, A.E. 2000. The potential for carbon sequestration through reforestation of abandoned tropical agricultural and pasture lands. *Restoration Ecology*, 8: 394-407.
<https://doi.org/10.1046/j.1526-100x.2000.80054.x>

Simola, H., Pitkänen, A. & Turunen, J. 2012. Carbon loss in drained forestry peatlands in Finland, estimated by re-sampling peatlands surveyed in the 1980s. *European Journal of Soil Science*, 63: 798-807.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2012.01499.x>

Smal, H., Ligeza, S., Pranagal, J., Urban, D. & Pietrucky-Popławska, D. 2019. Changes in the stocks of soil organic carbon, total nitrogen and phosphorus following afforestation of post-arable soils: A chronosequence study. *Forest Ecology and Management*, 451: 117536.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117536>

Stanturf, J.A., Kant, P., Barnekow Lillesø, J.-P., Mansourian, S., Kleine, M., Graudal, L. & Madsen, P. 2015. *Forest Landscape Restoration as a Key Component of Climate Change Mitigation and Adaptation*. IUFRO World Series Volume 34. Vienna 72 p.

The Royal Society. 2018. *Greenhouse Gas Removal*. (also available at: <https://royalsociety.org/-/media/policy/projects/greenhouse-gas-removal/royal-society-greenhouse-gas-removal-executive-summary-2018.pdf>)

Tóth T., Balog, K., Szabó, A., Pásztor, L., Jobbágy, E.G., Nosetto, M.D. & Gribovszki, Z. 2014. Influence of lowland forests on subsurface salt accumulation in shallow groundwater areas, *AoB PLANTS*, 6: plu054. <https://doi.org/10.1093/aobpla/plu054>

Vindušková, O. & Frouz, J. 2013. Soil carbon accumulation after open-cast coal and oil shale mining in Northern Hemisphere: a quantitative review. *Environmental Earth Science*, 69: 1685–1698.
<https://doi.org/10.1007/s12665-012-2004-5>

Wang, S. & Huang, Y. 2020. Determinants of soil organic carbon sequestration and its contribution to ecosystem carbon sinks of planted forests. *Global Change Biology*, 26: 3163–3173.
<https://doi.org/10.1111/gcb.15036>

Wei, J., Cheng, Y., Li, W. & Liu, W. 2012. Comparing the effect of naturally restored forest and grassland on carbon sequestration and vertical distribution in the Chinese Loess Plateau. *PLoS ONE*, 7(7): e40123.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0040123>

Wicke, B., Smeets, E., Dornburg, V., Vashev, B., Gaiser, T., Turkenburg, W. & Faaij, A. 2011. The global technical and economic potential of bioenergy from salt-affected soils. *Energy and Environmental Science*, 4: 2669-2681. <https://doi.org/10.1039/C1EE01029H>

Yin, R., Sedjo, R. & Liu, P. 2010. The potential and challenges of sequestering carbon and generating other services in China's forest ecosystems. *Environmental Science & Technology*, 44(15): 5687-5688. <https://doi.org/10.1021/es1015636>

7. 修復受野火影響的森林土壤

Montserrat Díaz-Raviña¹, María Teresa Fontúrbel-Literas², Ángela Martín¹, Cristina Fernández²

¹ Departamento de Bioquímica del Suelo · Institute de Investigaciones Agrobiológicas de Galicia (IIAG-CSIC) Santiago de Compostela · Spain

西班牙高等科學委員會 (CSIC) 加利西亞農業生物學研究所 (IIAG) 土壤生物化學系

² Centro de Investigación Forestal-Lourizán, Consellería do Medio Rural, Xunta de Galicia,

Pontevedra, Spain

西班牙農村環境部羅烏麗桑林業研究中心

1. 措施說明

火災是森林生態系統中最頻繁和最重要的干擾之一。一場大火過後，在地形明顯起伏的燒毀區域發生強降雨時，受影響流域的水文行為可能有發生劇變的潛在風險。其導致地表逕流大量增加和強烈的侵蝕事件 (Vega, Fernandez and Fonturbel, 2018)。此現象會助長土壤退化，並導致洪水和山坡坍塌，危及人類生命、基礎設施和燒毀區域之內外的各項重要資源。

傳統上，火災後的水文–林業修復主要集中在恢復被破壞的植被和降低火災後的土壤和沉積物損失，在大多數環境中，這些損失發生在第一年 (Fernandez and Vega, 2016b)。因此，有必要採取緊急土壤穩定措施，試圖減少：(1)逕流和土壤侵蝕風險，進而維持 / 保護水和水棲息環境 (aquatic habitat) 的品質；(2)土壤退化，這是恢復受影響生態系統的一個重要因素。這些措施間接有利於大多數物理、化學、生物化學和微生物土壤性質的維持 / 恢復，這些性質與土壤有機碳庫存有關，有助於維護 / 保存燒焦土壤的品質。鑑於大規模水文事件的風險，這些行動可以優先保護人類的生命和珍貴的資源，這些資源在火災事件發生後短時間內就會受到嚴重的威脅。為此，他們的目標是保護被燒毀的土壤，限制其解體和隨之而來的碳和養分庫存的流失、失根和移位，以及減少逕流，同時穩定河道。實現這個目標最有效的處理方法是在被燒毀的土壤表面敷蓋不同的植物材料 (秸稈、木碎片、木屑塊) (見 Robichaud, Beyers and

Neary, 2000; Vega et al., 2013a; Fernandez et al., 2019a) 。此方式重現松樹林受低度或中度野火影響的自然狀況，即松針掉落形成了保護土壤免受侵蝕的敷蓋；這種情況下，沒有必要實施這些緊急土壤穩定措施。

2. 適用範圍

土壤穩定技術適用於全世界，特別是在易發生火災地區。然而，除了美國和西班牙西北部外，其他易發生火災的地區並沒有廣泛實施火災後的土壤穩定措施。在過去 10 年，被土地森林管理者應用於整合防治野火的緊急措施步驟，已被溫帶濕潤區（加利西亞，西班牙西北部）的森林管理者每年實施（Vega et al., 2013a）。最有效且廣泛使用的技術是應用麥稈敷蓋（Robichaud, Beyers and Neary, 2000; Vega et al., 2013a; Fernandez et al., 2019a），在火災後的前幾個月於嚴重燒毀區域增加地面覆蓋和減少土壤侵蝕損失方面有明顯的效力。秸稈敷蓋可以藉由地面（手工）或空中（直升機）施用來鋪滿土壤表面（圖 4）。所有降低土壤侵蝕的處理措施都很昂貴（超過 3000 歐元 / 公頃，2020 年），但秸稈敷蓋具有最高的效益成本比，其使用僅在於減緩對土壤侵蝕敏感的燒毀表面區域擴張（例如，非常嚴重的火災，燒毀區域的擴張，傾斜的地形，野火後大量強降雨事件，靠近地表水和伏流水）。在加利西亞所實施的方式是針對溫帶濕潤地區（西班牙西北部）所用。在採取這些緊急措施後，應採用中長期修復和復育策略來恢復被燒毀的森林生態系統（土壤–微生物–樹木植被）。圖4 詳細描述了燒毀森林生態系統恢復的長期過程，以及所採取措施的時間背景（Vega et al., 2013a）。

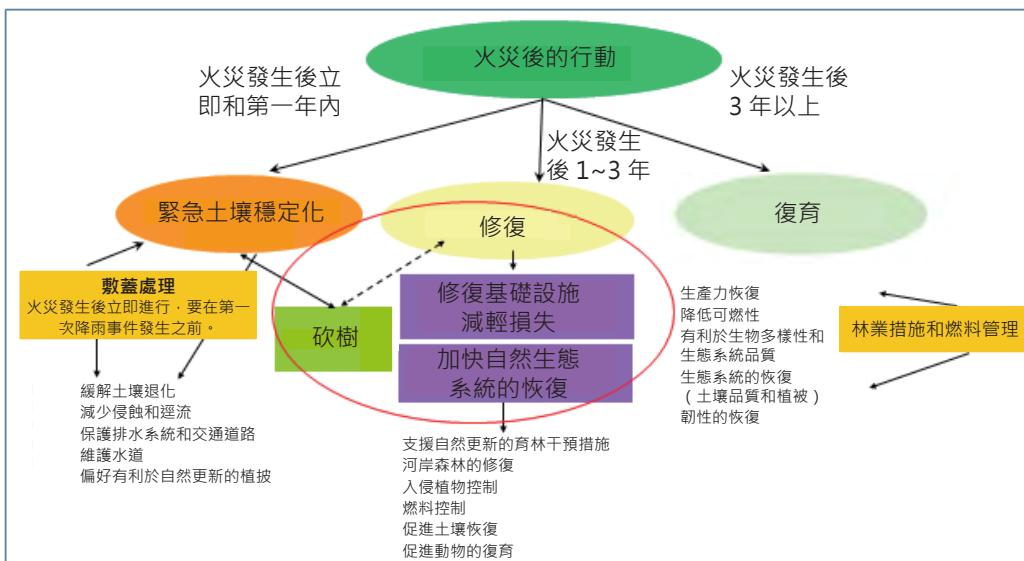


圖 4. 為修復被火燒的森林生態系統而採取的恢復和復原策略的時空背景

資料來源：修改自 Vega et al. (2013a)

3. 對土壤有機碳庫存的衝擊

位於溫帶潤濕地區的退化火燒森林土壤（有機碳含量低）可顯著貢獻全球碳固存，因為當它們採用土壤恢復技術來恢復其火災前的品質時，它們具有很高的有機碳儲存潛力。緊急應對策略，比如在燒毀的土壤表面鋪設敷蓋以避免碳損失，是穩定土壤的第一步，隨後在中長期恢復與復原策略後增加碳儲量。然而，值得注意的是，土壤固存碳的潛力是有限的，並受到土壤深度的限制（僅在前 0~10 公分有明顯的效果）。此外，特定的環境條件（土壤類型、耕作或林業系統和氣候）也是碳固存的決定因素，因為平衡狀態下的土壤有機質含量取決於有機質投入、內源性土壤有機質和外源性有機質的礦化率、土壤質地和氣候等因素的交互作用（Johnston, Poulton and Coleman, 2009）。

關於火災和敷蓋應用後的短期土壤有機碳變化數據仍然缺乏而且僅限地區研究（如 Diaz-Ravina et al., 2012; Fonturbel et al., 2012; Berryman et al., 2014; Fernandez-Fernandez et al., 2016; Lucas-Borja et al., 2019a）。超過一年的實驗結果摘要見表 22。多數情況下，施用敷蓋對土壤碳含量不會產生短期影響是最常見的結果。而野火導致的碳庫存變化大多取決於火災的嚴重程度和初始碳含量（Vega et al., 2013b），關於在高度嚴重燒毀的土壤上使用敷蓋對土壤碳儲量影響沒有一致的數據。敷蓋處理對碳循環最主要的短期效果與顯著減少土壤侵蝕損失有關（Robichaud et al., 2013b; Fernandez, Vega and Fonturbel, 2016a），最高可達 95%，進而減少土壤碳損失。

然而，在火災發生後，很少對侵蝕造成的碳損失進行量化。Gomez-Rey 等人 (2013b) 在西班牙西北部的一個中度火燒的土壤中測量，經敷蓋處裡的土壤與未處理的土壤相比碳損失低了 10 倍。Pierson 等人 (2019) 報告，在美國西部高度火燒的不同地區，與未處理的地區相比，敷蓋處理可減少高達 75% 的碳和氮損失。關於植被碳固存的資訊仍然非常少且未有結論 (Fernandez, 2021) 。

表 22. 據報導在不同環境下受森林火災影響的土壤在敷蓋處理後土壤有機碳庫存的變化情況

| 地點 | 氣候區 | 土壤類型 | 對照組碳含量 [*] 有機碳比例 (標準差) | 額外的碳儲量 有機碳百分比 (標準差) | 持續時間 (年) | 深度 (公分) | 火災後的 處理 | 參考文獻 |
|---------------------|-------------|---|---|-----------------------------|---------------|--------------|------------|-----------------------------------|
| 華盛頓州東南部 (美國) | 涼爽的溫帶 濕潤 | 火山灰粉質 壤土 (Ashy silt loam) (Limberjim 土系) 淋溶濕 潤玻璃質灰 燼土 (Alfic Udixitrand) | 2.39 (0.12) | 3.07 (0.91) $p < 0.01$ | 4 | 0~10 | 麥稈敷蓋 | Berryman et al. (2014) |
| | | | | 3.4 (0.27) $p < 0.01$ | | 0~10 | 木碎片敷蓋 | |
| 加利西亞 (西 班牙西北部) | 溫帶 | 濕潤正常 新成土 (Udorthent) | 12.1 (1.3) | 15.4 (0.2) nd | 4 | 0~2 | 播種 | Díaz Raviña et al. (2018) |
| | | | | 17.1 (0.1) nd | | 0~2 | 秸稈敷蓋 | |
| | | | | 12.9 (0.2) nd | | 2~5 | 播種 | |
| | | | 11.6 (0.9) | 13.6 (0.2) nd | | 2~5 | 秸稈敷蓋 | |
| | | | | | | | | |
| | | | | | | | | |

* 火燒土壤，火災後未處理；nd：與對照組相比沒有統計顯著差異；sd：標準差標示於括弧中。

報告僅摘錄超過一年的經驗。

土壤有機碳的固存在火燒森林生態系統的整個恢復過程中是漫長的，也取決於野火導致土壤負面影響的持續性（超過 10 年）(Prieto-Fernandez, Acea and Carballas, 1998) 以及火災前植被的年齡（在灌木叢中大約 5 年，在松樹林中 20~40 年，或在橡樹林中超過 100 年）。事實上，據我們所知，目前未有在這麼長時間後關於經復原火燒森林生態系統中土壤有機碳固存的研究。此外，在森林生態系統中，具高度空間變異的有機碳含量觀察 (Hope et al., 2015; Díaz-Raviña et al., 2018) 使得土壤有機碳固存難以量化。我們假設，在這些火燒土壤漫長的恢復和復原過程中，溫帶濕潤區的額外碳儲量的土壤潛力可以對全球土壤碳儲量做出明顯的貢獻。這與 Barreiro 、 Baath 和 Díaz-Raviña (2016) 在一項將具有高碳氮比 (72~680 ，磨碎的材料) 的不同敷蓋植物材料混入土壤後，對火燒的酸性土壤進行的實驗室研究結果一致。數據清楚地顯示了微生物活動的增加，特別是真菌的生長，這些真菌在火災後立即受到負面影響，並且比細菌有更高的碳固存潛力。

在野外條件下，我們不知道是否存在可以進行這些長期研究的實驗樣區。然而，Díaz-Raviña 等人 (2018) 的研究 (表 22) 使我們能夠以未火燒對照組土壤的有機碳做參考來量化火燒土壤的最大有機碳儲量潛力 (極相群落，0~2 公分和 2~5 公分土壤深度的有機碳分別為 26.6% 和 19.5%)。因此，原則上，如果實施適當的恢復和復育策略，理論上 0~2 公分和 2~5 公分的土壤深度中可以分別固存約 14.4% 和 7.9% 的有機碳。

4. 該措施的其他效益

4.1. 改善土壤性質

在實地研究中，關於敷蓋處理對土壤性質影響的現有資料仍然很少。此外，對火燒生態系統恢復的監測僅限於短時間內（長達一年的秸稈敷蓋仍留在土壤表面，且未融入土壤中並分解）。中長期的資訊甚至更少 (Diaz-Ravina et al., 2018)。在不同的生態系統中，秸稈敷蓋已證明對土壤物理、化學和微生物性質具有有利的短期影響 (Bautista et al., 1996, 2009; Kribeche et al., 2013; Lucas-Borja et al., 2019a)，儘管也發現一些負面效應或無變化 (Lucas-Borja et al., 2019a)。這些有益的影響與敷蓋殘體形成土壤覆蓋面的能力有關，它可以保存土壤水分和減弱溫度變化，提供穩定的有機質和養分，改善土壤結構，進而刺激微生物群落。火災發生後，覆土對土壤性質的影響取決於土壤類型和以前的土壤性質、植被類型和敷蓋、火災嚴重程度以及氣候和環境條件。表 23 顯示在不同生物群落和條件下分析的土壤性質變化。

在西班牙中部和東南部，受野火影響的乾旱和半乾旱地中海生態系統進行的研究報告指出，經敷蓋處理後一到兩年內，土壤水分和滲透能力增加，土壤穿刺阻力 (soil penetration resistance) 降低 (Bautista, Bellot and Vallejo, 1996; Bautista, Robichaud and Blade, 2009; Kribeche et al., 2013; Santana, Alday and Baeza, 2014)。Prats 等人 (2013) 報告亦提出，在葡萄牙中部，經採用水敷蓋法處理一個火燒地區，土壤水分和土壤抗剪強度 (shear strength) 增加，土壤斥水性 (soil water repellency) 降低。相反，在西班牙西北部嚴重火燒的土壤，經秸稈或木碎片敷蓋處裡的土壤上，抗剪強度和土壤穿刺阻力並未觀察到顯著效果 (Fernandez et al., 2011; Fernandez and Vega, 2021)。同在此地區，在經歷嚴重火災後，Díaz-Raviña 等人 (2012) 也發現經過敷蓋和播種處理的土壤中，團粒穩定性、土壤濕度、保水力或斥水性並未產生改變。

Pereira 等人 (2018) 的研究總結西班牙西北部實驗性火災和野地火災後第一年期間，火災後土壤恢復處理對土壤化學和微生物性質的影響，在此期間內土壤最容易受到干擾。作者指出，一般，在野外條件下，敷蓋應用的效果在多數情況下幾乎不明顯 (Díaz-Raviña et al., 2012, 2018; Fonturbel et al., 2012; Gomez-Rey et al., 2013a; Gomez-Rey and Gonzalez-Prieto, 2014, 2015; Barreiro et al., 2015; Lombao et al., 2015)。

除了 Díaz-Raviña 等人 (2012, 2018) 與 Gomez-Rey 和 Gonzalez-Prieto (2014, 2015) 研究是高度嚴重性的火災之外，其他的火災是屬於低–中度嚴重性。然而，在不同環境條件下，中度至高度火災後進行的其他研究指出火災後復原處理的正面成效。因此，Kribeche 等人 (2013) 在播種和敷蓋處理一年後，觀察到土壤呼吸的增加與西班牙東南部的松樹林下物理特性的改善一致。Berryman 等人 (2014) 報告，在美國的混合針葉林中，用麥稈和木碎片處理的木樁總氮和微生物呼吸增加。Lucas-Borja 等人 (2019a) 也觀察到在地中海松樹林中施用敷蓋後，土壤碳、酸鹼值、基礎呼吸、微生物生物量和酶活性增加。

上述結果強調了場地特徵和環境條件在土壤對火災後恢復處理反應的重要性。在乾旱和半乾旱環境中，應用敷蓋或其他森林殘體，可以比溫帶生態系統更有效地改善火災後的微環境條件，因為溫帶生態系統通常有較高的植被覆蓋率。然而，所有的情況仍急需長期評估。

在溫帶濕潤地區（伊比利亞半島西北部），以較長的時間軸（4~8年）進行的實地研究顯示，經秸稈敷蓋後，在土壤品質以及植被恢復（植被覆蓋和物種組成）方面都未觀察到明顯的變化 (Díaz-Raviña et al., 2018; Fernandez, 2021)。然而，Morgan 等人在 2014 年對位於華盛頓（美國）的一個火燒森林生態系統進行的實地研究，觀察到敷蓋處理明顯影響植物覆蓋率和多樣性長達應用後 6 年。從長遠來看，如前所述，與乾旱和半乾旱地區相比，預估在潮濕條件下敷蓋處裡對土壤品質和土壤碳儲量更具正向的影響力。採取災後緊急的土壤穩定措施，土壤品質的維持 / 保護可減少土壤損失，若這些措施伴隨著中長期的土壤恢復和復原策略，將促進改善土壤品質 (Cerdà and Robichaud, 2009)。這點受到 Barreiro 等人 (2016) 在先前實驗室的發現所支持。

表 23. 火災後桔梗敷蓋對土壤物理、物理化學、化學、生物化學和微生物性質的短期影響的研究結果，在不同生物群落和氣候條件下進行分析

| 生態系統 / 植被 | 土壤參數 | 變化 (相對於火燒未處理) | 參考文獻 |
|----------------------------|---------------------------|------------------|--|
| 物理性質 | | | |
| 西班牙東南部，半乾旱的生態系統 / 松樹林 | 濕度 穿刺阻力 | 增加 減少 | Bautista, Bellot and Vallejo (1996) Bautista, Robichaud and Blade (2009) |
| 西班牙西北部，海洋型氣候 / 灌木林地 | 剪力強度 | 無 | Fernández et al. (2011) |
| 西班牙西北部，地中海型氣候 / 松樹林 | 團粒穩定性 濕度 拒水性 保水力 | 無 無 無 無 | Díaz-Ravíña et al. (2012, 2018) |
| 美國西部，大陸型氣候 / 針葉林 | 防水性 | 無和減少 | Robichaud et al. (2013a) |
| 西班牙東南部，半乾旱的生態系統 / 松樹林 | 滲透能力 穿刺阻力 | 增加 減少 | Kribeche et al. (2013) |
| 西班牙東南部，地中海型氣候 / 被遺棄的老田梯田 | 濕度 土壤溫度 | 增加 減少 | Santana, Alday and Baeza (2014) |
| 西班牙西北部，海洋型氣候 / 松樹叢，灌木叢 | 團粒穩定性 (乾平均重量直徑) | 無 | Fernández et al. (2016a) |
| 西班牙中部，半乾旱的生態系統 | 濕度 導水度 | 增加 減少 | Lucas-Borja et al. (2019b) |
| 西班牙西北部 | 穿刺阻力 剪力強度 | 無 無 | Fernández and Vega (2021) |
| 物理化學性質 | | | |
| 西班牙西北部，地中海型和溫帶氣候 / 灌木叢和松樹叢 | pH值 | 無 | Barreiro et al. (2015); Díaz-Ravíña et al. (2012, 2018); Fontúbel et al. (2012); |

| 生態系統 / 植被 | 土壤參數 | 變化 (相對於火燒未處理) | 參考文獻 |
|-----------------------------------|--|--------------------|---|
| | | | Gómez-Rey et al. (2013a); Gómez-Rey and González-Prieto (2014); Lombao et al. (2015) |
| 西班牙中部 · 半乾旱的生態系統 / 松樹林 | pH值 | 無 | Lucas-Borja et al. (2019a) |
| 西班牙西北部 · 地中海型和溫帶氣候 / 松樹林和灌木地 | 電導率 | 無 | Barreiro et al. (2015); Díaz-Raviña et al. (2012, 2018); Lombao et al. (2015) |
| 西班牙中部 · 半乾旱的生態系統 / 松樹林 | 電導率 | 增加 | Lucas-Borja et al. (2019a) |
| 化學性質 | | | |
| 西班牙西北部 · 溫帶氣候 / 松樹人工林和 / 或灌木叢地 | 有機碳 總氮 | 無 無 | Barreiro et al. (2015); Díaz-Raviña et al. (2018); Gómez-Rey et al. (2013a); Lombao et al. (2015) |
| 西班牙中部 · 半乾旱的生態系統 / 松樹林 | 有機碳 總氮 | 增加 增加 | Lucas-Borja et al. (2019a) |
| 美國華盛頓州東南部 · 涼溫帶濕潤地區 / 針葉樹和大冷杉混交地區 | 碳總量 總氮 | 無 增加 | Berryman et al. (2014) |
| 西班牙西北部 · 溫帶氣候 / 松樹人工林和 / 或灌木叢地 | 總氮礦化作用 · 銨離子的固定 · 硝化作用 · 硝酸鹽的固定 | 無 無 無 減少 | Gómez-Rey and González-Prieto (2015); Fernández-Fernández et al. (2016) |
| 西班牙西北部 · 溫帶氣候 / 松樹人工林和灌木叢地 | 易流失的碳庫 (水溶性碳和碳水化合物) | 無 | Lombao et al. (2015); Díaz-Raviña et al. (2018) |
| 西班牙西北部 · 溫帶氣候 / 松樹林和灌木叢 | 大量營養素 微量元素 | 無 無 | Gómez-Rey and González-Prieto (2014); Fernández-Fernández et al. (2016) |
| 生物化學和微生物性質 | | | |

| 生態系統 / 植被 | 土壤參數 | 變化 (相對於火燒未處理) | 參考文獻 |
|---------------------------------|--|----------------------------------|---|
| 西班牙西北部，溫帶氣候 / 松樹群和 / 或灌木叢 | 微生物量 · 土壤呼吸 · 酶活性 · 葡萄糖苷酶 · 酸性磷酸酶 · 尿素酶 | 無 無 無 無 無 無 | Fontúbel et al. (2012); Lombao et al. (2015); Díaz-Raviña et al. (2018) |
| 西班牙東南部，半乾旱的生態系統 / 松樹林 | 土壤呼吸作用 | 略有增加 | Kribeche et al. (2013) |
| 西班牙中部，半乾旱的生態系統 / 松樹林 | 微生物量 · 土壤呼吸 · 酶活性 · 葡萄糖苷酶 · 酸性磷酸酶 · 尿素酶 | 增加 增加 增加 增加 增加 增加 | Lucas-Borja et al. (2019a) |
| 美國華盛頓州東南部，溫帶和潮濕的生態系統 / 混合針葉樹和大火 | 標準木基質的土壤呼吸作用 | 增加 | Berryman et al. (2014) |
| 西班牙西北部，溫帶氣候 / 松樹林和灌木叢 | 細菌活性 | 無 | Díaz-Raviña et al. (2018) |
| 西班牙西北部，溫帶氣候 / 松樹群和 / 或灌木叢 | 微生物結構 (磷脂脂肪酸模式 · PLFAs) 特定的微生物群體生物量 (細菌、真菌、放線菌、革蘭氏陽性菌和革蘭氏陰性菌細菌) | 無 無 | Barreiro et al. (2015); Díaz-Raviña et al. (2018) |
| 西班牙西北部 / 溫帶氣候 / 松樹林和 / 或灌木叢地 | 微生物量 微生物的功能多樣性 | 略有增加 略有增加 | Fontúbel et al. (2016) |

4.2. 最小化對土壤功能的威脅

表 24. 土壤威脅

| 土壤威脅 | |
|---|---|
| 表層 (0~2 公分, 2~5 公分) 的土壤侵蝕和相關的土壤碳和養分損失 | 顯著減少土壤侵蝕、有機碳和養分庫存損失是在火燒土壤上應用敷蓋最重要的成效。 |
| 養分循環改變和隨後相關元素的失衡侵蝕沉積物中的碳和養分 (宏觀和微觀養分) 的損失 | 在施用敷蓋後的火燒土壤中，沒有發現對氮的有效性具短期和長期影響 (Gomez-Rey et al., 2013b; Gomez-Rey et al., 2014; Jonas et al., 2019) 。 |
| 土壤生物多樣性損失 | 土壤微生物結構或微生物群落組成的微小變化。關於土壤生物多樣性的資訊很少，也沒有關於損失生物多樣性的資訊。相對地，隨著有機碳含量的增加，預期長期下來，土壤生物多樣性會增加。 |
| 土壤水分管理 | 在夏季水分逆境大的氣候下，藉由敷蓋可以保持 / 增加土壤水分 (Santana, Alday and Baeza, 2014; Lucas-Borja et al., 2019b) 。 |

4.3. 產量增加 (如食物、燃料、飼料、木材)

透過減少土壤侵蝕和有機碳與養分的損失，進而保持土壤品質，敷蓋技術有助於保持場地生產力。據報導，在乾燥的環境中，施用敷蓋後，植物的再生率增加，與敷蓋物遮蓋下的土壤水分增加有關 (Fernandez and Vega, 2014; Fernandez et al., 2016b)。然而，還沒有森林生產力的相關資料，與火災和敷蓋後的生物量積累有關的資訊仍未有定論 (Fernandez, 2021)。長遠來看，土壤品質的正向變化可能伴隨著森林產量的變化 (燃料、木材、食物) 。

4.4. 緩解和適應氣候變遷

當植被覆蓋率提高和土壤碳匯得到保護，這些措施對碳固存有正面影響。長遠來看，預計有機碳增加和與之相關的所有土壤性質 (保水、碳和養分的可用性、土壤結構...) 都會獲得改善 (Barreiro, Baath and Díaz-Raviña, 2016)。儲碳量增加幅度應

與火災前初始土壤品質和所實施的修復和復育策略有效性密切相關 (Cerdá and Robichaud, 2009)。這些土壤品質的正向變化將伴隨著森林生產的變化 (例如，纖維、燃料、食物、蜂蜜、蘑菇、芳香植物、堅果、松露、森林漿果) 和其他與土壤生態功能有關的活動，如植被中的碳固存。

4.5. 社會經濟效益

應用敷蓋作為保護火燒土壤的緊急措施，可以大大避免土壤侵蝕損失，保護水體和水棲息環境。敷蓋處理傾向於減輕火災後水侵蝕引發的洪水，避免被侵蝕的沉積物進入水棲息生態系統。如果後者發生，火燒的沉積物會汙染地表和地下水，從而降低水庫的品質，並對海產品質產生負面影響，這可能對貝類產業產生重巨大影響 (雙殼類動物因厭氧而死亡)。除此之外，對基礎設施的破壞也是可以避免的。森林生態系統的修復和復育技術使我們能夠恢復森林作為休閒和娛樂場所的價值 (自然公園、生物多樣性、地景、山村、文化、美食、原產地命名的產品)。這對現今人們的健康來說非常重要，並有很大的經濟潛力讓人們透過與生態旅遊有關的相關活動 (自然公園、有不同植物和動物的森林、山間運動、滑雪、登山、徒步旅行、散步 ...) 來對抗工作壓力。

4.6. 該措施的附加效益

土壤除了生產功能外，還發揮著生態功能，如上一節提到的碳固存和減緩氣候變遷、水淨化和減少土壤汙染物、氣候和洪水調節、養分循環、生物棲息地、生物多樣性來源。因此，由於這些穩定火燒土壤的緊急措施試圖維持 / 改善火燒土壤的品質，這些生態性的土壤功能恢復將伴隨維持地球上生命的重大益處。

5. 該措施的潛在缺點

5.1. 溫室氣體排放量增加

有機物的礦化 (碳的來源) 和腐化 (碳的匯) 過程之間的平衡可能會被改變，影響到溫室氣體排放 (二氧化碳、甲烷、二氧化氮) 。

5.2. 與其他措施的衝突

火災後敷蓋的應用也可以減少搶救性採伐 (salvage logging) 的可能影響 (Fernandez and Vega, 2016b)。除此之外，伐木殘體也可以在當地作為敷蓋使用 (Fernandez et al., 2007)，特別是當非商業林木受到影響時 (Fernandez et al., 2019b)。

5.3. 產量減少 (如食物、燃料、飼料、木材)

當秸稈敷蓋物的應用率不充分，植被恢復會出現一點延遲的狀況 (Dodson and Peterson, 2010)。降低土壤品質的不適當林業措施將對生產造成負面影響。

5.4. 其他衝突

在採取這些緊急措施的同時，還需要進一步採取良好的林業措施，以實現永續的火燒土壤管理。它應該符合現行法律。

6. 實行該措施前的建議

首先，有必要確定容易遭受火災後侵蝕的火燒區域，並應用選定的標準來劃定火燒區域以落實這些措施。為了實現處理目標，至少有 75% 的火燒土壤需要用敷蓋材料覆蓋。重要的是要檢查不同材料的可用性，考量達到所需敷蓋的材料數量因殘體而異（從 2.5 噸 / 公頃的麥稈到 10 噸 / 公頃的木碎片）。麥稈是用為敷蓋處理的最佳選擇，因為它通常對土壤品質沒有明顯影響，但與火燒的土壤對照組相比，明顯減少了水土流失、有機碳與養分庫存的損失（減少值為 70~90%）(Vega et al., 2013a)。此外，秸稈敷蓋比其他在土壤觀察到的植物材料（木碎片、木屑塊）具有更好的成本 / 效益比。

7. 採用該措施的潛在障礙

表 25. 採用該措施的潛在障礙

| 障礙 | 有 / 無 | |
|----------------|-------|---|
| 生物物理 | 有 | 受野火影響的土壤表面的可及性（山區、高坡、沒有道路 ...）。在這種情況下，可以用直升機進行敷蓋（helimulching）。 |
| 文化 | 有 | 需要讓社會各界認識到野火造成的嚴重經濟和生態破壞，因此迫切需要對土壤進行保護，防止火災後水土流失。還應該知道，人工或直升機敷蓋的麥稈是減輕這些損害的最佳選擇。這項訊息必須在民眾中傳播（報刊、廣播、電視、網頁 ...）。 |
| 社會 | 有 | 全世界對土壤保護的必要性的認識正在提高。但火災後的應急措施仍需要轉變。 |
| 經濟 | 有 | 執行緊急措施的資金供應。 |
| 機構 | | 行政部門的支援是必要的：制定氣候區特有的操作規程，組建專門的森林管理人員，並將這些測量結果納入森林野火的整合防治工作中（預防、消滅、影響、恢復）。 |
| 法律 (土地權利) | 有 | 這些措施的實施必須符合現行法律。 |
| 知識 | 有 | 由於在火災發生後有實施這些措施的迫切性，有必要進行火災嚴重性分析，以便只在高嚴重度的受影響土壤中應用這些措施。 |
| 其他 | 有 | 野火的不利影響可能遠遠超出直接受火災影響的地區，造成嚴重的生態和經濟損失，影響到社會的許多部門。因此，科學家、行政部門、森林管理者、林地擁有者和生產部門的代表應合作評估環境影響、風險評估和準備應急措施協定，同時制定中長期恢復和復育策略。需要進行長期的實地研究，觀測火燒森林生態系統的恢復和復育策略之後的碳固存情況。 |

實例照片



© Cristina Fernández



© Cristina Fernández

照片 6. 加利西亞（西班牙西北部）野火後的直升機秸稈敷蓋應用

表 26. 第 4 冊和第 6 冊中的相關案例研究

| 標題 | 地區 | 研究時間 (年) | 冊數 | 案例研究 編號 |
|-----------------------------------|----|---------------|----|------------|
| 葡萄牙阿爾加維和西班牙安達盧西亞在近期燒毀地區應用秸稈敷蓋和生物炭 | 歐洲 | 1 | 6 | 10 |

參考文獻

- Barreiro, A., Fontúbel, M.T., Lombao, A., Martín, A., Vega, J.A., Fernández, C., Carballas, T. & Díaz-Raviña, M.** 2015. Using phospholipid fatty acid and community level physiological profiling techniques to characterize soil microbial communities following an experimental fire and different stabilization treatments. *Catena*, 135: 419-429. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2014.07.011>
- Barreiro, A., Bååth, E. & Díaz-Raviña, M.** 2016. Bacterial and fungal growth in burnt acid soils amended with different C/N mulch materials. *Soil Biology and Biochemistry*, 97: 102-111. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2016.03.009>
- Bautista, S., Bellot, J. & Vallejo, V.R.** 1996. Mulching treatment for post-fire soil conservation in a semiarid ecosystem. *Arid Soil Research and Rehabilitation*, 10: 235-242. <https://doi.org/10.1080/15324989609381438>
- Bautista, S., Robichaud P.R. & Blade, C.** 2009. Post-fire mulching. In A. Cerda, P.R. Robichaud (Eds.) *Fire effects on soils and restoration strategies*. Science Publishers, Enfield, NH, USA, pp. 353-372.
- Berryman, E.M., Morgan, P., Robichaud, P.R. & Page-Dumroese, D.** 2014. Post-fire erosion control mulches alter belowground processes and nitrate reductase activity of a perennial forb, heartleaf arnica (*Arnica cordifolia*). *Res. Note RMRS-RN-69. Fort Collins, CO: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station*. 10 p., 69. <https://doi.org/10.2737/RMRS-RN-69>
- Cerdá, A. & Robichaud P.R. (Eds.).** 2009. *Fire effects on soils and restoration strategies*. Science Publishers, Enfield, NH, USA.
- Díaz-Raviña, M., Lombao, A., Barreiro, A., Martín, A., Iglesias, L., Díaz-Fierros, F., & Carballas, T.** 2018. Medium term impact of post-fire emergency rehabilitation treatments on a forest ecosystem in Galicia (NW Spain). *Spanish Journal of Soil Science*, 8(3): 322-335. <https://doi.org/10.3232/SJSS.2018.V8.N3.03>
- Díaz-Raviña, M., Martín, A., Barreiro, A., Lombao, A., Iglesias, L., Díaz-Fierros, F. & Carballas, T.** 2012. Mulching and seeding treatments for post-fire stabilisation in N.W. Spain: short-term effects and effectiveness. *Geoderma*, 191: 31-39. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2012.01.003>
- Dodson, E.K. & Peterson, D.W.** 2010. Mulching effects on vegetation recovery following high severity wildfire in north-central Washington State, USA. *Forest Ecology and Management*, 260: 1816-1823. <https://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2010.08.026>
- Fernández, C.** 2021. Medium-term effects of straw helimulching on post-fire vegetation recovery in shrublands in north-west Spain. *International Journal of Wildland Fire*. <https://doi.org/10.1071/WF20092>
- Fernández, C. & Vega, J.A.** 2014. Efficacy of bark strands and straw mulching after wildfire in NW Spain: Effects on erosion control and vegetation recovery. *Ecological Engineering*, 63: 50-57. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.12.005>

- Fernández, C. & Vega, J.A.** 2016a. Effects of mulching and post-fire salvage logging on soil erosion and vegetative regrowth in NW Spain. *Forest Ecology and Management*, 375: 46-54.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.05.024>
- Fernández, C. & Vega, J.A.** 2016b. Modelling the effect of soil burn severity on soil erosion at hillslope scale in the first year following wildfire in NW Spain. *Earth Surface Processes and Landforms*, 41: 928-935.
<https://doi.org/10.1002/esp.3876>
- Fernández, C. & Vega, J.A.** 2021. Is wood strand mulching a good alternative to helimulching to mitigate the risk of soil erosion and favour the recovery of vegetation in NW Spain? *Landscape and Ecological Engineering*. <https://doi.org/10.1007/s11355-020-00439-2>
- Fernández, C., Vega J.A., Fontúrbel, M.T., Pérez-Gorostiaga, P., Jiménez, E. & Madrigal, J.** 2007. Effects of wildfire, salvage logging and slash treatments on soil degradation. *Land Degradation and Development*, 38(6): 591-607. <https://doi.org/10.1002/lde.797>
- Fernández, C., Vega, J.A., Jiménez, E. & Fontúrbel, M.T.** 2011. Effectiveness of three post-fire treatments at reducing soil erosion in Galicia (NW Spain). *International Journal of Wildland Fire*, 20: 104-114. <https://doi.org/10.1071/WF09010>
- Fernández, C., Vega, J.A. & Fontúrbel, T.** 2016a. Reducing post-fire soil erosion from the air: Performance of heli-mulching in a mountainous area on the coast of NW Spain. *Catena*, 147: 489-495. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.08.005>
- Fernández, C., Vega, J.A., Fontúrbel, M.T., Barreiro, A., Lombao, A., Gómez-Rey, M.X., Diaz-Raviña, M. & González-Prieto, S.** 2016b. Effects of straw mulching on initial post-wildfire vegetation recovery. *Ecological Engineering*, 95: 138-142.
- Fernández, C., Vega, J.A., Arbones, P. & Fontúrbel, M.T.** 2019a. Eficacia de los tratamientos de estabilización del suelo después de incendio en Galicia. CIF Lourizan. Xunta de Galicia: Santiago de Compostela. (also available at: https://lourizan.xunta.gal/sites/w_forlou/files/libro.pdf)
- Fernández, C., Fernández-Alonso, J.M. & Vega, J.A.** 2019b. Effects of mastication of burned non-commercial *Pinus pinaster Ait.* trees on soil compaction and vegetation response. *Forest Ecology and Management*, 449: 117457. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117457>
- Fernández-Fernández, M., Vieites-Blanco, C., Gómez-Rey, M.X. & González-Prieto, S.J.** 2016. Straw mulching is not always a useful post-fire stabilization technique for reducing soil erosion. *Geoderma*, 284: 122-131. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.09.001>
- Fontúrbel, M.T., Barreiro, A., Vega, J.A., Martín, A., Jiménez, E., Carballas, T., Fernández, C. & Díaz-Raviña, M.** 2012. Effects of an experimental fire and post-fire stabilisation treatments on soil microbial communities. *Geoderma*, 191: 51-60. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2012.01.037>
- Gómez-Rey, M.X., Couto-Vázquez, A., García-Marco, S. & González-Prieto, S.J.** 2013a. Impact of fire and post-fire management techniques on soil chemical properties. *Geoderma*, 195-196: 155-164. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2012.12.005>

- Gómez-Rey, M.X., Couto-Vázquez, A., García-Marco, S., Vega, J.A. & González-Prieto, S.J.** 2013. Reduction of nutrient losses with eroded sediments by post-fire soil stabilisation techniques. *International Journal of Wildland Fire*, 22(5): 696–706. <https://doi.org/10.1071/WF12079>
- Gómez-Rey, M.X. & González-Prieto, S.J.** 2014. Short and medium-term effects of a wildfire and two emergency stabilisation treatments on the availability of macronutrientes and trace elements in topsoil. *Science of Total Environment*, 493: 251-261. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.05.119>
- Gómez-Rey, M.X. & González-Prieto, S.J.** 2015. Soil gross N transformation rates after a wildfire and straw mulch application for burned soil emergency stabilisation. *Biology and Fertility of Soils*, 51: 493–505. <https://doi.org/10.1007/s00374-015-0997-0>
- Hope, G., Jordan, P., Winkler, R., Giles, T., Curran, M., Soneff, K. & Chapman, B.** 2015. Post-wildfire Natural Hazard Risk Analysis in British Columbia. Prov. B.C., Victoria, B.C. Land Management Handbook, 69. (also available at: <https://www.for.gov.bc.ca/hfd/pubs/docs/lmh/lmh69.pdf>)
- Johnston, A.E., Poulton, P.R. & Coleman, K.** 2009. Soil organic matter: its importance in sustainable agriculture and carbon dioxide fluxes. In Sparks, D.L. (Ed.) *Advances in Agronomy*, 101, pp. 1–57. Academic Press. [https://doi.org/10.1016/S0065-2113\(08\)00801-8](https://doi.org/10.1016/S0065-2113(08)00801-8)
- Jonas, J.L., Berryman, E., Wolk, B., Morgan, P. & Robichaud, P.R.** 2019. Post-fire wood mulch for reducing erosion potential increases tree seedlings with few impacts on understory plants and soil nitrogen. *Forest Ecology and Management*, 453: 117567. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117567>
- Kribeche, L., Bautista, S., Gimeno, T., Blade, C. & Vallejo, V.R.** 2013. Evaluating the Effectiveness of Post Fire Emergency Rehabilitation Treatments on Soil Degradation and Erosion Control in Semi-Arid Mediterranean Areas of the Spanish South East. *Arid Land Research and Management*, 27: 361–376. <https://doi.org/10.1080/15324982.2013.771229>
- Lliteras, M.T.F., Filgueira, C.F. & Hidalgo, J.A.V.** 2016. Efectos a medio plazo de tratamientos de rehabilitación post-incendio en propiedades microbiológicas del suelo. *Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales*, (42): 111–128.
- Lombao, A., Díaz-Raviña, M., Martín, A., Barreiro, A., Fontúrbel, M.T., Vega, J.A., Fernández, C. & Carballas T.** 2015. Influence of straw mulch application on the properties of a soil affected by a forest wildfire. *Spanish Journal of Soil Science*, 5: 26- 40. <https://doi.org/10.3232/SJSS.2015.V5.N1.03>
- Lucas-Borja, M.E., Plaza-Álvarez, P.A., Ortega, R., Miralles, I., González-Romero, J., Sagra, J., Moya, D., Zema, D.A. & de las Heras, J.** 2019a. Short-term changes in soil functionality after wildfire and straw mulching in a *Pinus halepensis* M. forest. *Forest Ecology and Management*, 457: 117700. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117700>
- Lucas-Borja, M. E., Zema, D.A., Gianmarco Carrá B., Cerdá, A., Plaza-Álvarez, P.A., Sagra, J., González-Romero, J., Moya, D. & de las Heras, J.** 2019b. Short-term changes in infiltration between straw mulched and non-mulched soils after wildfire in Mediterranean forest ecosystems. *Ecological Engineering*, 122: 27-31. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.07.018>

Morgan, P., Moy, M., F, Droske CH.A., Lentile, L.B., Lewis, S.A., Robichaud, P.R. & Hudak, A.T.
2014. Vegetation response after post-fire mulching and native grass seeding. *Fire Ecology*, 10: 49-62.
<https://doi.org/10.4996/fireecology.1003049>

Pereira, P., Francos, M., Brevik, E.C., Ubeda, X. & Bogunovic, I. 2018. Post-fire soil management. *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 5: 26–32.
<https://doi.org/10.1016/j.coesh.2018.04.002>

Pierson, D.N., Rochibaud, P.C., Rhoades, C.C. & Brown, R.E. 2019. Soil carbon and nitrogen eroded after severe wildfire and erosion mitigation treatments. *International Journal of Wildland Fire*, 28: 814-822.
<https://doi.org/10.1071/WF18193>

Prats, S.A., Malvar, M.C., Vieira, D.C.S., MacDonald, L. & Keizer, J.J. 2013. Effectiveness of hydromulching to reduce runoff and erosion in a recently burnt pine plantation in central Portugal. *Land Degradation & Development*, 27(5): 1319–1333. <https://doi.org/10.1002/lrd.2236>

Prieto-Fernández, A., Acea, M.J. & Carballas, T. 1998. Soil microbial and extractable C and N after fire. *Biology and Fertility of Soils*, 27: 132-142. <https://doi.org/10.1007/s003740050411>

Robichaud, P.R., Beyers, J.L. & Neary, D.G. 2000. *Evaluating the Effectiveness of Postfire Rehabilitation treatments*. Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-63. Fort Collins: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. 85 p.

Robichaud P.R., Lewis S.A., Wagenbrenner J.W., Ashum, L.E. & Brown R.E. 2013a. Post-fire mulching for runoff and erosion mitigation Part I: Effectiveness at reducing hillslope erosion rates. *Catena*, 105: 75-92.
<https://doi.org/10.1016/j.catena.2012.11.015>

Robichaud, P.R., Wagenbrenner, J.W., Lewis, S.A, Ashmun, L.E, Brown, R.E. & Wohlgemuth, P.M.
2013b. Post-fire mulching for runoff and erosion mitigation Part II: Effectiveness in reducing runoff and sediment yields from small catchments. *Catena*, 105: 93-111.
<https://doi.org/10.1016/j.catena.2012.11.016>

Santana, V.M., Alday, J.G. & Baeza, M.J. 2014. Mulch application as post-fire rehabilitation treatment does not affect vegetation recovery in ecosystems dominated by obligate seeders. *Ecology Engineering*, 71: 80–86.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.07.037>

Vega, J.A., Fontúbel, M.T., Fernández, C., Arellano, A., Díaz-Raviña, M., Carballas, M.T., Martín, A., González-Prieto, S., Merino, A. & Benito, E. 2013a. Acciones urgentes contra la erosión en áreas forestales quemadas: Guía para su planificación en Galicia. ISBN: 978-84-8408-716-8. pp. 139.
http://fuegored.weebly.com/uploads/2/2/2/8/22283836/guia_planificacion_galicia.pdf

Vega, J.A., Fontúbel, M.T., Merino, A., Fernández, C., Ferreiro, A. & Jiménez, E. 2013b. Testing the ability of visual indicators of soil burn severity to reflect changes in soil chemical and microbial properties in pine forests and shrubland. *Plant and Soil*, 369: 73-91. <https://doi.org/10.1007/s11104-012-1532-9>

Vega, J.A., Fernández, C. & Fontúbel, M.T. 2018. Medidas de atenuación de los daños post-incendio en Galicia. In Díaz-Fierros F (Ed.) *Incendios Forestales: Reflexiones desde Galicia*. Hércules de Ediciones, Santiago de Compostela, pp 136-174.

8. 森林地景復育

Blanca Bernal

Winrock International, Arlington, United States of America
美國溫洛克國際（非營利組織）

1. 措施說明

森林地景復育（Forest Landscape Restoration, FLR）是一個恢復生態完整性和功能的過程，透過復育被砍伐或退化地景的生物生產力，來提高人類福祉和生計（IUCN and WRI, 2014; Lamb, Stanturf and Madsen, 2012; Schultz, Jedd and Beam, 2012）。森林地景復育不一定要將被砍伐和退化的土地轉為森林，而是透過土地利用鑲嵌方式將森林和林地策略性整合來平衡地景功能（Mansourian, Vallauri and Dudley, 2005），通常評估現在、過去和參考土地利用情況，以評估恢復地景功能的可行性（Schulz and Schroder, 2017）。一個成功的森林地景復育措施可解決森林砍伐和地景退化的驅動因素，通常包含實施非森林地景單位的永續管理，如改善牧場或慣行農業的管理（Mansourian, Vallauri and Dudley, 2005; Stanturf, Mansourian and Kleine, 2017）。因此，這種全地景的恢復方法涵蓋了多功能和相互依存的土地利用和社會經濟活動，它們被重新整合為鑲嵌式地景（照片 8）以恢復退化的土地，採用有別於傳統的方法，視在地情況來進行復育工作，做特定的處理（Lamb, Stanturf and Madsen, 2012; Stanturf et al., 2015），達到平衡商品和生態系統服務的提供（Hobbs, 2002; Mansourian, Vallauri and Dudley, 2005; Schulz and Schroder, 2017）。森林地景復育有定義其動態性質的指導原則（IUCN and WRI, 2014），即為實現長期韌性而進行的適應性管理，使用各種因地制宜的方法、關注地景層面、維護和加強自然生態系統、恢復生態系統的多功能性、允許獲得多重利益，並讓利益相關者參與來支持參與式地景治理（Zhou et al., 2008）。

森林地景復育措施是很多元的，也可能包括以下一項或多項活動（IUCN and WRI, 2014; Maginnis, Rietbergen-McCracken and Sarre, 2007）：

表 27. 整個地景的森林地景復育實例

| 在林地裡 | 在農業用地中 | 在保護地和緩衝區 |
|---|--|---|
| 新植造林 / 更新造林： 種植森林和林地。 | 混農林業和農場的樹木： 多層作物、活柵欄和防風林、間作、混農林牧系統、樹園。 | 紅樹林的復育： 通過水文恢復的自然更新，和 / 或紅樹林的種植。 |
| 自然森林更新： 在退化森林和邊緣的農業地點進行被動 / 輔助種植。 | 改善休耕： 在休耕地和游耕農業地建立 / 管理樹木或灌木。 | 為保護和控制侵蝕而植被復原： 建立河岸緩衝區，洪泛區重新連接，坡面植被復原。 |
| 育林和改善森林管理： 恢復退化的原始森林，管理次生林 (secondary forest)。 | 改善牧場和耕地： 永續管理以增加土壤碳和生態系統功能。 | |

因此，森林復育不僅是植樹和恢復森林或實施混農林業，這些活動更是森林地景復育法的一個關鍵組成成分。對森林復育（即新植造林、更新造林、輔助天然更新和紅樹林復育）在本冊第 6 章資料表單進行了重點文獻回顧，而在第 3 冊中，第 38、39 和 40 章資料表單對混農林業措施進行文獻回顧。本手冊第 3 冊中詳細介紹了改進的農業措施，如作物輪作和多樣化、土壤有機覆蓋或其他保育式農法的措施。

2. 適用範圍

全世界有 22 億公頃的退化土地具有森林地景復育的潛力（圖 5），特別是鑲嵌式的地景（Minnemeyer et al., 2011; Stanturf et al., 2015），復育可以使生態收益最大化的策略區域（Lamb, Stanturf and Madsen, 2012）且 / 或多樣化地景功能可以被加強（Schultz, Jedd and Beam, 2012）。

大量研究顯示，在各種地景和氣候條件下，由於植被覆蓋增加和地景功能恢復，森林地景復育措施有多種好處（Chavez-Tafur and Zagt, 2014; Corbeels et al., 2019; Gourevitch et al., 2016; Lal, 2004; Nave et al., 2013; Schultz, Jedd and Beam, 2012; Stanturf et al., 2015; Stanturf, Lamb and Madsen, 2012）。這種措施的好處也表現在復育土壤中，即增強碳固存和儲存，改善流域的水質，提高生態系統的健康和生產力，以及增加生物多樣性。這些將在下文第 4 節中詳細描述。基於這些土壤效益，表 28 中概述了改善土壤條件和增加地景功能的優先森林地景復育地點。

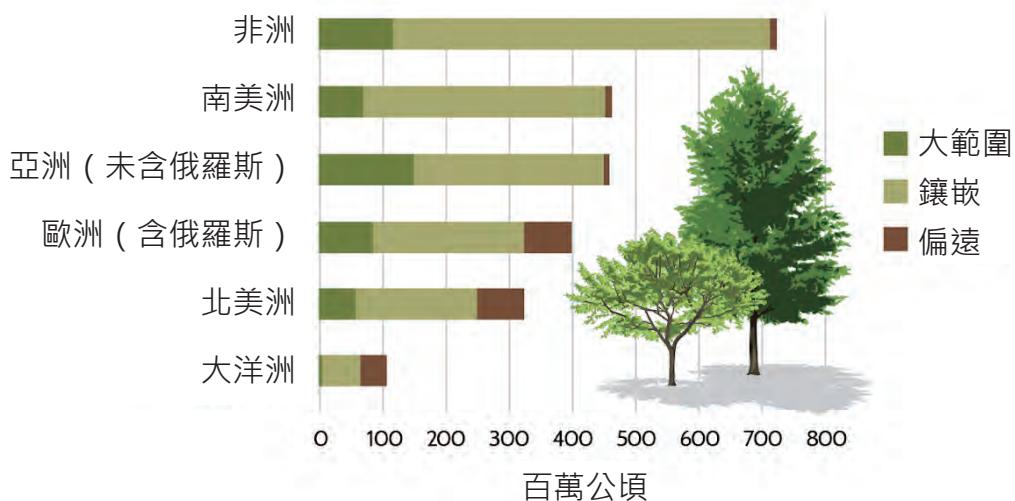


圖 5. 全球森林地景復育的機會

資料來源：Stanturf 等人 (2015)，改編自 Bastin 等人 (2019)。「偏遠地區復育」是指在 500 公里範圍內每平方公里少於 1 個人的地區；「大範圍復育」是指在小於 10 人 / 平方公里的地區並有潛力形成鬱閉林；「鑲嵌復育」是指 10~100 人 / 平方公里的鑲嵌地景。

表 28. 各氣候區和地理區域應優先改善地景功能土壤的森林地景復育區域

| 優先森林地景復育地點 | 針對土壤的森林地景復育潛在效益 |
|--------------------|--|
| 陡峭的山坡 | 保護易受侵蝕的土壤，改善土壤結構和團粒形成 |
| 河岸帶 | 保護易受侵蝕的土壤，過濾和攔截逕流和沉積物，改善土壤結構和團粒形成，提高土壤保水能力 |
| 容易發生片狀水土流失和土壤緊實的地區 | 保護易受侵蝕的土壤，增加滲透能力，增加土壤通氣性，改善土壤結構，提高土壤生物多樣性 |
| 地下水補給區域 | 增加蒸發散和水位深度 |
| 沿海保護區域 | 減少土壤流失和侵蝕，增加沉澱和土壤團粒形成 |
| 混農林牧系統 | 提高土地生產力，減少侵蝕，增加保水力，改善土壤結構 |

資料來源：改編自 Lamb, Stanturf and Madsen (2012)

3. 對土壤有機碳庫存的衝擊

表 29. 森林地景復育計畫的土壤有機碳儲量變化情況報告

| 地點 | 氣候區 | 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 |
|------------|-------|---------------------|-------------------------------|-------------|----------------|--|
| 中國江西 | 亞熱帶濕潤 | 26.6 · 頂部 40 公分 | 0.77 | 19 | 退化土地上的闊葉樹新植造林 | Zhou et al. (2008) |
| | | | 0.35 | | 退化土地上的針葉樹新植造林 | |
| 丹麥哥本哈根 | 涼溫帶濕潤 | 15.0 · 頂部 5 公分 | 0.36 | 29 | 廢棄耕地上的雲杉新植造林 | Vesterdal, Ritter and Gundersen (2002) |
| 中國廣東 | 熱帶濕潤 | 4.0 · 頂部 20 公分 | 0.17 | 56 | 在退化的土地上種植桉樹 | Zhang et al. (2019) |
| | | | 0.81 | | 退化土地上的闊葉混合次生林 | |
| 澳洲伯斯 | 暖溫帶乾燥 | 43.3 · 頂部 30 公分 | 0.15 | 26 | 桉樹屬植物在原耕地上更新造林 | Harper et al. (2012) |
| 美國內布拉斯加州 | | 36.2 · 頂部 15 公分 | 0.11 | 35 | 防風林混農林業 | Sauer, Cambardella and Brandle (2007) |
| 加拿大安大略省 | 涼溫帶濕潤 | 68.5 · 頂部 20 公分 | 1.34 | 13 | 田籬間作混農林業 | Peichl et al. (2006) |
| 哥斯大黎加利蒙 | 熱帶潮濕 | 94 · 頂部 100 公分 | 4.63 | 16 | 混林牧業系統 | Amézquita et al. (2004) |
| 哥斯大黎加蓬塔雷納斯 | 熱帶乾燥 | 129 · 頂部 100 公分 | 0.10 | 10 | | |
| 美國佛羅里達州 | 亞熱帶濕潤 | 0.6 · 頂部 30 公分 | 2.44 | 19 | 在貧瘠的土地上種植紅樹林 | Osland et al. (2012) |
| 美國路易士安那州 | | 19.3 · 頂部 10 公分 | 0.12 | 17 | 沼澤中的紅樹林天然更新 | Henry and Twilley (2013) |

4. 該措施的其他效益

4.1. 改善土壤性質

在退化的地景中實施森林地景復育，從長遠來看，最終會增加對土壤投入土壤有機質（ SOM ），並減少土壤和有機質的損失（ Sanderman and Baldock, 2010 ）。這種淨土壤有機質的增加推動了森林地景復育對土壤性質的改善，特別是增加了養分和肥力、保水力以及土壤健康和生物多樣性（ Lal, 2004; van Noordwijk et al., 1997 ）。此外，土壤有機質改善了土壤團粒，進而減少了侵蝕和土壤流失（ Harper et al., 2012; van Noordwijk et al., 1997; Zhou et al., 2008 ），這是在地景層面上重要的森林地景復育效益。盡管難以量化，但一項研究估計，在美國中西部地區， 50% 的團粒碳形成僅約 25 年（ Wick, Ingram and Stahl, 2009 ），而在西印度群島， 1% 的土壤有機質增加導致平均團粒尺寸增加 18% （ Blanchard et al., 2004 ）。此外，加拿大政府的土壤數據（ Stone and Hilborn, 2012 ）顯示，土壤有機質含量的增加會使通用土壤流失公式（ Universal Soil Loss Equation, USLE ）的可侵蝕性係數 K （以噸 / 公頃為單位的平均土壤流失量）比例發生變化。

4.2. 最小化對土壤功能的威脅

表 30. 土壤威脅

| 土壤威脅 | |
|-----------|--|
| 土壤侵蝕 | 土壤有機質有利於團粒形成，減少侵蝕風險。植被覆蓋減少侵蝕作用物如逕流或風等對土壤影響和破壞（ Harper et al., 2012; Lal, 2004; Zhou et al., 2008 ）。 |
| 養分的失衡和循環 | 有機質含有豐富的養分，能使土壤肥沃。在土壤中，它既能增加離子或養分的固定，又能增加土壤微生物的多樣性，促進養分循環（ Lal, 2004; Osland et al., 2012 ）。 |
| 土壤鹽化和鹼化 | 森林地景復育改善了流域的水分平衡，減少了鹽鹼化的風險（ Harper et al., 2012 ）。植被可以降低土壤溫度，進而降低蒸發量。然而，有時樹木會加速地表水的流失（ Zhang and Shangguan, 2016 ），並有可能增加土壤鹽度。 |
| 土壤沾染 / 汚染 | 與養分循環類似，植被和土壤有機質增加了元素的循環和轉化，過濾汙染物並減少其在土壤中的積累（ Lal, 2004; Zhang et al., 2019 ）。 |
| 土壤生物多樣性損失 | 由於增加了有機質投入和活躍的根圈，森林地景復育改善了土壤健康和生物多樣性（ Gourevitch et al., 2016; Harper et al., 2012 ）。 |
| 土壤密封 | 植被使土壤通氣，減少積水（ Zhang and Shangguan, 2016 ），並攔截逕流和沉積物（ Lal, 2004 ），減少森林地景復育的土壤密封風險。 |

| 土壤威脅 | |
|--------|---|
| 土壤壓實 | 地下生物量和土壤有機質增加土壤的通氣性和孔隙度，減少土壤壓實 (Harper et al., 2012; Nair et al., 2009) 。 |
| 土壤水分管理 | 森林地景復育增加了水的滲透能力 (Lamb, Stanturf and Madsen, 2012)，並隨著樹木增加蒸發散和土壤有機質增加保水能力而改善水循環 (Lal, 2004; Zhang and Shangguan, 2016) 。 |

4.3. 產量增加（如食物、燃料、飼料、木材）

儘管多樣化且取決於環境，但森林地景復育可以增加木材產物、非木材林產物、生物能源材料的生產，以及狩獵動物的豐富度及多樣性 (Stanturf, Mansourian and Kleine, 2017)。選擇恢復地景的物種取決於想要恢復的功能、當地種植什麼物種的習俗，以及對可用材料和 / 或物種的經濟限制所驅動。要恢復的功能不一定相互競爭，但經常會相互競爭；例如，用於木材生產的森林復育（如林地）不適合用於糧食生產或生物多樣性支持 (Daoxiong et al., 2015)，而另一方面，混農林業有將薪柴生產與糧食和飼料生產相結合的巨大潛力 (Nair et al., 2009; Stanturf, Mansourian and Kleine, 2017)。由於森林地景復育著眼於整個地景或流域單位，涵蓋各種功能的鑲嵌式干預措施，允許將產生的效益和商品結合，超越了單一場域，例如將林地、作物、牧場和河岸緩衝區或天然林與改進的管理措施相結合，有各式各樣的選擇。

4.4. 緩解和適應氣候變遷

若以非永續的方式從地景中移除樹木和其他植被或終止植被生長，導致毀林和 / 或退化 (Stanturf, Mansourian and Kleine, 2017)，將不可避免地產生溫室氣體的淨排放。由於森林地景復育需要恢復有效的碳固存植被，以及隨之而來的土壤碳匯能力增加，它代表了一種減緩氣候變遷的重要策略，因為提高地景中的植被覆蓋率可以增加大氣中的碳捕獲和流域中的沉積物保留。

研究顯示，當樹木和灌木等木本物種整合到地景中時，土壤有機質在森林地景復育下會增加其難分解性 (van Noordwijk et al., 1997; Zhang et al., 2019)，這一過程允許森林地景復育增強土壤有機質的長期碳匯能力和成為比生物質更具韌性的碳庫容量及能力 (Nair et al., 2009; Vesterdal, Ritter and Gundersen, 2002)。森林地景復育是一項關鍵的氣候變遷適應策略，特別是在沿海地區和洪氾區，樹木覆蓋可以減少洪水以及嚴重風暴和海平面加速上升的影響 (IUCN and WRI, 2014; Stanturf et al., 2015; Stanturf, Mansourian and Kleine, 2017)。藉由在地景層面上平衡土地利用，森林地景復育增加土地及仰賴土地生活的族群之韌性。

5. 該措施的潛在缺點

森林地景復育通常與慣行農業和都市擴張相衝突 (Minnemeyer et al., 2011)，這些土地的利用通常更具有經濟生產力，其重點很少是改善環境。雖然與這些更有利可圖的土地利用相比，實施森林地景復育對環境的負面影響可以忽略不計，但用慣行農業（如耕犁、施肥和 / 或灌溉）取代森林地景復育將導致上述（第 4 節）所造成的土壤威脅將不再被預防或最小化。和森林地景復育相比，已開發的土地在短期內可以為一個地區提供更多的經濟效益，然而，小農戶不一定會隨著開發擴大而出現明顯收入增長。此外，土地利用被定義為「有利可圖」，儘管它對環境有影響，但也提供直接的高經濟效益，長遠來看，它可能會衍生巨大的經濟成本，除非被調整為具有韌性 (Wei et al., 2020)。因此，如果沒有森林地景復育，地景及其社區的韌性通常會降低 (IUCN and WRI, 2014; Stanturf, Mansourian and Kleine, 2017)。然而，如果慣行農業被包括混農林業的實行的氣候智慧型農業 (climate-smart agriculture) 或保育性農業所取代，將提供森林地景復育所帶給地景的土壤和生態系統效益。另一方面，地景中的自然組成被都市環境所取代，即使在都市林業的實施下，幾乎也會消除大部分森林地景復育的好處。為了平衡整個地景中的環境和社會經濟需求，森林地景復育提出了一種超越單一場域的地景觀點，評估權衡並將土地利用策略性地置於地景中，以最大限度地發揮多功能性 (Mansourian, Vallauri and Dudley, 2005; Schulz and Schroder, 2017)。

替代和更有利可圖的土地利用或措施，會消除或降低地景中的碳庫存，並將導致溫室氣體的淨排放和該匯能力的損失，除非使用替代方法或平衡土地利用來保持和提高地景中的碳。

6. 實行該措施前的建議

由於造成地景退化的因素很多，而在執行成功的森林地景復育過程中需要許多不同的行動者參與，大規模恢復退化的地景是具有挑戰性的。下文介紹其中一些採用阻礙和克服這些阻礙的建議（見第 7 節）。除了這些具體阻礙之外，還有一些執行森林地景復育的跨領域建議。

- ◆ 明確界定干預的規模、要恢復的功能、目標土地利用或地景單元，以及恢復的整體目標 (Hobbs, 2002)。
- ◆ 監測和評估結果，以實施適應性管理方法 (Lamb, Stanturf and Madsen, 2012)。
- ◆ 繪製利益相關者、干預權衡和多功能地景熱點圖，以確定受益者最大化的方法 (Schulz and Schroder, 2017)。

- ◆ 讓地景的多個利益相關者和行動者一同參與，儘早解決他們的利益問題，促進合作管理和平衡土地利用的權衡（Maginnis, Rietbergen-McCracken and Sarre, 2007; Zhou et al., 2008）。
- ◆ 確保具備管理衝突和談判的能力，成功整合並就特定環境和特質下的功能地景的不同觀點達成共識（Mansourian, Vallauri and Dudley, 2005）。
- ◆ 小農戶是零散地貌中森林地景復育的關鍵，他們經常面臨執行方面的挑戰；確保充足的資源供應（如種苗、設備、指導），建立夥伴關係以支持資源的生產和分配，有利於小農戶的參與和有效實行最佳管理措施（Stanturf et al., 2015）。

7. 採用該措施的潛在障礙

表 31 描述採用森林地景復育的主要阻礙類型，即生物物理、社會、經濟、制度、法律和技術，並提出克服這些阻礙的方法。

表 31. 採用該做法的潛在障礙

| 障礙 | 解釋 | 克服障礙的選擇 |
|------|---|---|
| 生物物理 | 草食動物、野火、極端氣候、場地退化的歷史驅動因素，以及執行森林地景復育前土壤退化的嚴重程度，都是早期實施階段需要解決的阻礙（Gong et al., 2013; Stanturf et al., 2015; Stanturf, Lamb and Madsen, 2012）。 | 對當前和歷史地景條件的評估可以深入瞭解退化的驅動因素，以及恢復方法的可行性和潛在成功機率（Hobbs, 2002; Schulz and Schroder, 2017）。整合改變氣候下的潛在未來情景，可以提高森林地景復育策略的韌性。 |
| 社會 | 地方實體和社區的參與是實施森林地景復育的關鍵（Zhou et al., 2008）。在機構支援匱乏、管理和權利不明確產生利益衝突的情況下，小農戶面臨著參與復育的挑戰（Corbeels et al., 2019）。 | 社區參與規劃和措施，以及利益分享，可以減少非永續的資源開發及其導致的退化（Hawkins et al., 2010; Stanturf, Lamb and Madsen, 2012）。需要了解利益相關者，以便將所有觀點納入權衡評估中（Lamb, Stanturf and Madsen, 2012; Mansourian, Vallauri and Dudley, 2005）。 |

| 障礙 | 解釋 | 克服障礙的選擇 |
|----|---|---|
| 經濟 | <p>在生態系統能夠自我再生之前，通常需要種植以外的資金 (Chavez-Tafur and Zagt, 2014)。此外，可能存在對土地的競爭性需求，使得替代森林地景復育的方法在經濟上更有利可圖，或顯然更適合支持生計 (Schedlbauer and Kavanagh, 2008; Stanturf et al., 2015)。</p> | <p>減緩糧食危機和貧窮的森林地景復育計畫措施，將對地方產生直接的正向經濟影響 (Smith, 2008)。權衡評估可幫助確定利益相關者的經濟限制和克服這些限制的獎勵措施 (Mansourian, Vallauri and Dudley, 2005)。可能的實施和採用成本選擇，包含支付生態系統服務計畫、私營部門投資和 / 或政府支持等。</p> |
| 機構 | <p>成功執行森林地景復育通常需要多個利益相關者的參與、參與性規劃，以及多個機構級別和機構的協調 (IUCN and WRI, 2014; Stanturf et al., 2015)。</p> | <p>政府參與採用森林地景復育目標，有助於建立決策結構和工作隊，以協調各機構或機關的工作，並制定整體策略 (Stanturf, Mansourian and Kleine, 2017)。</p> |
| 法律 | <p>不確定的土地租佃在鑲嵌地景中經常出現，可能會威脅到森林地景復育的成功並導致衝突。</p> | <p>明確的治理和監督需要政府的參與和支持，以減少法律上的不安全感，有利於公平解決衝突。</p> |
| 知識 | <p>由於森林地景復育的多樣性，可用的標準化指南和實行協定有限 (Corbeels et al., 2019; IUCN and WRI, 2014; Stanturf et al., 2019)，對提高潛力，進而提高實施能力構成挑戰。</p> | <p>國際、國家和次國家機構可以促進森林地景復育指導材料、培訓資源和標準操作程序的推廣。「培訓師的培訓師」方法可以改善國內的能力建設和知識管理，進一步吸引當地社區參與。</p> |

實例照片



照片 7. 美國加州森林天然更新

南加州的這片針葉林被野火燒。這片森林在受保護沒有輔助種植的情況下可自然更新。被火燒的樹木，無論是站立還是倒下的，都留在地景上，以保持該地的生態環境，同時讓年輕的樹木成熟。



照片 8. 中國桂林鑲嵌式地景

中國農村的異質地景呈現出多種土地利用的鑲嵌樣貌，結合生物物理和社會經濟的活動，其中可看到樹木或森林區域沿著作物覆蓋。此為利用水稻田、農作物和農場來整合地景生產力，以維持當地生計。



照片 9. 越南廣寧市紅樹林的復育

沿海的養蝦和水產養殖是世界各地紅樹林砍伐的主要驅動力。圖中顯示廢棄的養殖漁塘在經過生物物理環境恢復後，展現茂密蓬勃的紅樹林。



照片 10. 哥倫比亞琴迪歐多層混農林業的遮蔭咖啡

咖啡或可可等作物在樹蔭下生長時，可以保持生產力和品質。人工林的咖啡樹生產力提升，主要歸功於樹木提供遮蔽來維持咖啡最佳的生長溫度。

參考文獻

- Amézquita, M.C., Ibrahim, M., Llanderal, T., Buurman, P. & Amézquita, E.** 2004. Carbon Sequestration in Pastures, Silvo-Pastoral Systems and Forests in Four Regions of the Latin American Tropics. *Journal of Sustainable Forestry*, 21(1): 31–49. https://doi.org/10.1300/J091v21n01_02
- Bastin, J.-F., Finegold, Y., Garcia, C., Mollicone, D., Rezende, M., Routh, D., Zohner, C.M. & Crowther, T.W.** 2019. The global tree restoration potential. *Science*, 365(6448): 76–79. <https://doi.org/10.1126/science.aax0848>
- Blanchart, E., Albrecht, A., Brown, G., Decaens, T., Duboisset, A., Lavelle, P., Mariani, L. & Roose, E.** 2004. Effects of tropical endogeic earthworms on soil erosion. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 104: 303–315.
- Chavez-Tafur, J. & Zagt, R.J.** 2014. Towards productive landscapes. European Tropical Forest Research Network and Tropenbos International, Wageningen, the Netherlands.
- Corbeels, M., Cardinael, R., Naudin, K., Guibert, H. & Torquebiau, E.** 2019. The 4 per 1000 goal and soil carbon storage under agroforestry and conservation agriculture systems in sub-Saharan Africa. *Soil and Tillage Research*, 188: 16–26. <https://doi.org/10.1016/j.still.2018.02.015>
- Daoxiong, C., Wenfu, G., Zhilong, L. & Dongjing, S.** 2015. Transforming China's forests. *Unasylva*, 245(55): 74–81.
- Gong, X., Liu, Y., Li, Q., Wei, X., Guo, X., Niu, D., Zhang, W., Zhang, J. & Zhang, L.** 2013. Sub-tropic degraded red soil restoration: Is soil organic carbon build-up limited by nutrients supply. *Forest Ecology and Management*, 300: 77–87. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.12.002>
- Gourevitch, J.D., Hawthorne, P.L., Keeler, B.L., Beatty, C.R., Greve, M. & Verdone, M.A.** 2016. Optimizing investments in national-scale forest landscape restoration in Uganda to maximize multiple benefits. *Environmental Research Letters*, 11(11): 114027. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/11/11/114027>
- Harper, R.J., Okom, A.E.A., Stilwell, A.T., Tibbett, M., Dean, C., George, S.J., Sochacki, S.J., Mitchell, C.D., Mann, S.S. & Dods, K.** 2012. Reforesting degraded agricultural landscapes with Eucalypts: Effects on carbon storage and soil fertility after 26 years. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 163: 3–13. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.03.013>
- Hawkins, S., To, P.X., Phuong, P.X., Thuy, P.T., Tu, N.D., Cuong, C.V., Brown, S., Dart, P. & Robertson, S.** 2010. Roots in the Water: Legal Frameworks for Mangrove PES in Vietnam. Katoomba Group's Legal Initiative Country Study Series. Forest Trends: Washington, DC.
- Henry, K.M. & Twilley, R.R.** 2013. Soil Development in a Coastal Louisiana Wetland during a Climate-Induced Vegetation Shift from Salt Marsh to Mangrove. *Journal of Coastal Research*, 29(6): 1273. <https://doi.org/10.2112/JCOASTRES-D-12-00184.1>
- Hobbs, R.J.** 2002. The ecological context: a landscape perspective. *Handbook of Ecological Restoration*, pp. 24–45. Principles of Restoration. Cambridge, UK., Cambridge University Press.

IUCN & WRI. 2014. *A guide to the Restoration Opportunities Assessment Methodology (ROAM): Assessing forest landscape restoration opportunities at the national or sub-national level.* 125 pp.

Lal, R. 2004. Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma*, 123(1–2): 1–22.
<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.01.032>

Lamb, D., Stanturf, J. & Madsen, P. 2012. What Is Forest Landscape Restoration? In J. Stanturf, D. Lamb & P. Madsen, eds. *Forest Landscape Restoration*, pp. 3–23. World Forests. Dordrecht, Springer Netherlands. (also available at http://link.springer.com/10.1007/978-94-007-5326-6_1).

Maginnis, S., Rietbergen-McCracken, J. & Sarre, A. 2007. *The Forest Landscape Restoration Handbook*. New York, NY, Earthscan, Taylor & Francis. 192 pp. (also available at https://books.google.com/books?id=jq8eBAAAQBAJ&printsec=frontcover&source=gbs_ge_summary_r&cad=0#v=onepage&q&f=false).

Mansourian, S., Vallauri, D. & Dudley, N. 2005. *Forest Restoration in Landscapes: Beyond Planting Trees*. New York, NY, Springer New York. (also available at <http://link.springer.com/10.1007/0-387-29112-1>).

Minnemeyer, S., Laestadius, L., Sizer, N., Saint-Laurent, C. & Potapov, P. 2011. A world of opportunity. World Resource Institute, Washington, DC.

Nair, P.K.R., Nair, V.D., Kumar, B.M. & Haile, S.G. 2009. Soil carbon sequestration in tropical agroforestry systems: a feasibility appraisal. *Environmental Science & Policy*, 12(8): 1099–1111.
<https://doi.org/10.1016/j.envsci.2009.01.010>

Nave, L.E., Swanston, C.W., Mishra, U. & Nadelhoffer, K.J. 2013. Afforestation Effects on Soil Carbon Storage in the United States: A Synthesis. *Soil Science Society of America Journal*, 77(3): 1035–1047.
<https://doi.org/10.2136/sssaj2012.0236>

van Noordwijk, M., Cerri, C., Woomer, P.L., Nugroho, K. & Bernoux, M. 1997. Soil carbon dynamics in the humid tropical forest zone. *Geoderma*, 79(1–4): 187–225. [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(97\)00042-6](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(97)00042-6)

Osland, M.J., Spivak, A.C., Nestlerode, J.A., Lessmann, J.M., Almario, A.E., Heitmuller, P.T., Russell, M.J., Krauss, K.W., Alvarez, F., Dantan, D.D., Harvey, J.E., From, A.S., Cormier, N. & Stagg, C.L. 2012. Ecosystem Development After Mangrove Wetland Creation: Plant–Soil Change Across a 20-Year Chronosequence. *Ecosystems*, 15(5): 848–866. <https://doi.org/10.1007/s10021-012-9551-1>

Peichl, M., Thevathasan, N.V., Gordon, A.M., Huss, J. & Abohassan, R.A. 2006. Carbon Sequestration Potentials in Temperate Tree-Based Intercropping Systems, Southern Ontario, Canada. *Agroforestry Systems*, 66(3): 243–257. <https://doi.org/10.1007/s10457-005-0361-8>

Sauer, T.J., Cambardella, C.A. & Brandle, J.R. 2007. Soil carbon and tree litter dynamics in a red cedar–scotch pine shelterbelt. *Agroforestry Systems*, 71(3): 163–174. <https://doi.org/10.1007/s10457-007-9072-7>

Schedlbauer, J.L. & Kavanagh, K.L. 2008. Soil carbon dynamics in a chronosequence of secondary forests in northeastern Costa Rica. *Forest Ecology and Management*, 255(3–4): 1326–1335.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.10.039>

Schultz, C.A., Jedd, T. & Beam, R.D. 2012. The Collaborative Forest Landscape Restoration Program: A History and Overview of the First Projects. *Journal of Forestry*, 110(7): 381–391.
<https://doi.org/10.5849/jof.11-082>

Schulz, J.J. & Schröder, B. 2017. Identifying suitable multifunctional restoration areas for Forest Landscape Restoration in Central Chile. *Ecosphere*, 8(1): e01644. <https://doi.org/10.1002/ecs2.1644>

Smith, P. 2008. Land use change and soil organic carbon dynamics. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 81(2): 169–178. <https://doi.org/10.1007/s10705-007-9138-y>

Stanturf, J., Lamb, D. & Madsen, P., eds. 2012. *Forest Landscape Restoration: Integrating Natural and Social Sciences*. World Forests. Dordrecht, Springer Netherlands. (also available at <http://link.springer.com/10.1007/978-94-007-5326-6>).

Stanturf, J., Mansourian, S. & Kleine, M. 2017. IMPLEMENTING FOREST LANDSCAPE RESTORATION. *International Union of Forest Research Organizations, Special Programme for Development of Capacities (IUFRO-SPDC)*. Vienna, Austria. 128p.: 132.

Stanturf, J.A., Kant, P., Barnekow Lillesø, J.-P., Mansourian, S., Kleine, M., Graudal, L. & Madsen, P. 2015. Forest Landscape Restoration as a Key Component of Climate Change Mitigation and Adaptation. International Union of Forest Research Organizations (IUFRO).

Stanturf, J.A., Kleine, M., Mansourian, S., Parrotta, J., Madsen, P., Kant, P., Burns, J. & Bolte, A. 2019. Implementing forest landscape restoration under the Bonn Challenge: a systematic approach. *Annals of Forest Science*, 76(2): 50. <https://doi.org/10.1007/s13595-019-0833-z>

Stone, R.P. & Hilborn, D. 2012. OMAFRA FActsheet, Universal Soil Loss Equation (USLE). Ontario Ministry of Agriculture, Food, and Rural Affairs. <http://www.omafra.gov.on.ca/english/engineer/facts/12-051.htm#:~:text=The%20Universal%20Soil%20Loss%20Equation,crop%20system%20and%20management%20practices.&text=Five%20major%20factors%20are%20used,loss%20for%20a%20given%20site>

Vesterdal, L., Ritter, E. & Gundersen, P. 2002. Change in soil organic carbon following afforestation of former arable land. *Forest Ecology and Management*, 169(1–2): 137–147.
[https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(02\)00304-3](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(02)00304-3)

Wei, Y.-M., Han, R., Wang, C., Yu, B., Liang, Q.-M., Yuan, X.-C., Chang, J., Zhao, Q., Liao, H., Tang, B., Yan, J., Cheng, L. & Yang, Z. 2020. Self-preservation strategy for approaching global warming targets in the post-Paris Agreement era. *Nature Communications*, 11(1): 1624. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-15453-z>

Wick, A.F., Ingram, L.J. & Stahl, P.D. 2009. Aggregate and organic matter dynamics in reclaimed soils as indicated by stable carbon isotopes. *Soil Biology & Biochemistry*, 41: 201–209.
<https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2008.09.012>

Zhang, H., Deng, Q., Hui, D., Wu, J., Xiong, X., Zhao, J., Zhao, M., Chu, G., Zhou, G. & Zhang, D. 2019. Recovery in soil carbon stock but reduction in carbon stabilization after 56-year forest restoration in degraded tropical lands. *Forest Ecology and Management*, 441: 1–8.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.03.037>

Zhang, Y. & Shangguan, Z. 2016. The coupling interaction of soil water and organic carbon storage in the long vegetation restoration on the Loess Plateau. *Ecological Engineering*, 91: 574–581.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.03.033>

Zhou, P., Luukkanen, O., Tokola, T. & Nieminen, J. 2008. Vegetation Dynamics and Forest Landscape Restoration in the Upper Min River Watershed, Sichuan, China. *Restoration Ecology*, 16(2): 348–358.
<https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2007.00307.x>



濕地

9. 避免土地轉換和濕地保育

Valerie Hagger, Catherine E. Lovelock

The University of Queensland, St Lucia, Queensland, Australia
澳洲昆士蘭大學

1. 措施說明

避免轉換，即避免將濕地用於農業、水產養殖和其他用途的土地（照片 11），而保護自然狀態下的濕地（照片 12 和照片 13）以維持濕地的生態系統功能。生態系統功能，包括碳固存、養分循環、水淨化、減緩洪水、漁業和生物多樣性的棲息地及海岸保護等，提供了支持生產性地景和人類福祉的基本生態系統服務（Barbier et al., 2011; Zedler, 2003）。完整的濕地還可以攔截沉積物並形成土壤，進而維護海岸的海拔高度（Shepard et al., 2011）。在本措施所指的濕地類型包含所有海洋和沿海濕地以及內陸濕地，分類為湖泊、河流、沼澤、海洋和河口（Ramsar Convention on Wetlands, 2018）〔拉姆薩爾濕地公約（Ramsar Convention on Wetlands）〕，不包括泥炭地（見第 4.2.1 章泥炭地）和人工濕地。對濕地進行水文改造（水產養殖或鹽池的排水或開挖）、土地清理、施肥、放牧以及其他任何導致濕地植被和土壤退化的因素都會導致生態系統功能下降。特別重要的是管理水文，如果改變了水文，會導致植物和動物群落的變化。此外，像排水和築堤造牆以防止水流的活動會導致土壤通氣量增加，進而導致土壤中的有機物分解而產生二氧化碳排放（IPCC, 2014）。土壤結構也可能被破壞，導致侵蝕和沉降，進而增加對海平面上升、嚴重風暴和其他氣候變化影響的脆弱性。濕地破壞導致的土壤有機碳損失，隨不同區域氣候而異，也因土壤鹽分和質地以及可用有機質而異（Lovelock et al., 2017）。判別濕地的位置、範圍和生態特徵，及其為人類提供的生態系統服務，如土壤有機碳固存和儲存，對於評估避免轉換和保育濕地的社會經濟效益，以及支持保育和永續管理行動的決策非常重要。

2. 適用範圍

全球天然濕地面積的最新估計約為 1500~1600 萬平方公里，其中約 91% 位於內陸，僅 9% 位於沿海和海洋 (Davidson and Finlayson, 2019)。全球濕地正在減少，幾乎所有類別的內陸和海洋或沿海自然濕地 (Davidson and Finlayson, 2018) 都在發生。衛星濕地觀測服務 (The Satellite-based Wetland Observation Service, www.swos-service.eu) 的開發旨在幫助各國繪製和監測其濕地的變化 (Weise et al., 2020)。

儘管與陸地森林和草原相比，濕地的總體面積較小 (Griscom et al., 2017)，但在全球碳循環和溫室氣體排放 (Duarte et al., 2013; Moomaw et al., 2018) 和養分循環中具有高度重要性 (Jickells et al., 2016; Reddy et al., 1999，另見熱點「濕地」)。濕地保育是項重要的管理措施，因為濕地在全球範圍迅速退化 (Davidson, 2014; Gedan et al., 2009; Millennium, 2005; Valiela et al., 2001; Waycott et al., 2009)，導致大量二氧化碳排放 (Pendleton et al., 2012) 以及其他生態系統服務的損失。越來越多的國家積極地為濕地制定永續管理行動，以保育和恢復濕地 (Finlayson, 2012)。例如，根據《拉姆薩濕地公約》 (Ramsar Convention on Wetlands) 列出具有國際重要性的濕地並進行永續利用管理。儘管已經發現拉姆薩爾濕地的生態特徵明顯優於一般的濕地，但總體而言，濕地已普遍惡化 (Davidson et al., 2020)，呼籲採取進一步行動，以扭轉正在進行的濕地損失和退化 (Finlayson et al., 2019)。監測濕地範圍和條件的變化以及變化的驅動因素 (如 Goldberg et al., 2020 對紅樹林的監測) 可以協助設計管理策略，以避免損失濕地，進而支持濕地保育。優先保育損失顯著的區域，如歐洲鹽沼的轉換 (Gedan and Bertness, 2009)，東南亞的紅樹林轉換 (Thomas et al., 2017)，或生物多樣性特別脆弱的地區，例如對候鳥具有國際意義的濕地 (Waliczky et al., 2019)。在為社區提供生態系統服務受到高度重視的地方，濕地保護也很重要，例如，颶風風險地區的潮汐沼澤和紅樹林的防洪保護 (Hochard et al., 2019; Narayan et al., 2017)，流域內的水淨化 (Zedler, 2003)，或碳庫存特別高的地方，因為退化會導致高於水平的二氧化碳排放 (如 Sasmito et al., 2020 和 Serrano et al., 2019)，針對紅樹林、潮汐沼澤和海草)。

適當的水文制度和養分水準的管理，對於維持濕地植物群落和避免土壤有機碳損失 (Alhassan et al., 2018; Millennium, 2005) 和大量甲烷和氧化亞氮排放 (Beaulieu et al., 2019; Dalal and Allen, 2008; Ma et al., 2018) 是必要的。保育濕地可以包含永續利用濕地來支持生計和創造收入，如生物炭生產、木材和非木材產品創造、永續漁業和養殖漁業以及旅遊業 (Gosling et al., 2017; Thompson and Friess, 2019)。

3. 對土壤有機碳庫存的衝擊

濕地保育可以維持土壤有機碳，避免二氧化碳排放，由於長期的土壤有機碳積累而確保碳固存 (Bridgham et al., 2006; McLeod et al., 2011; Nahlik and Fennessy 2016)，及鹽水潮汐濕地情況下較低的甲烷和氧化亞氮排放 (Kroeger et al., 2017) 有關。土壤有機碳庫存和固存率隨濕地類型而變化 (表 32)，單位面積的沿海潮汐濕地通常高於淡水濕地，並受緯度和降水 (Atwood et al., 2017; Hinson et al., 2019)、水文地貌 (Sasmito et al., 2020) 和濕地內植被變化 (Pearse et al., 2018) 的影響。文獻回顧研究的關鍵數據 (表 32) 表示，熱帶環境中的潮汐沼澤和淡水濕地需要更多土壤有機碳庫存和累積的數據。在全球範圍內，接近原始濕地的面積多達 115 萬平方公里的沿海濕地 (海草、紅樹林、潮汐沼澤) 和 360 萬平方公里的淡水濕地，每年在土壤中分別固存 8.6 和 7.2 億噸的二氧化碳 (Bridgham et al., 2014; McLeod et al., 2011)。擁有國家清冊的國家數量有限，許多國家對濕地範圍的估計存在很大的不確定性；儘管政府和非政府組織正在改善清冊 (例如，見加拿大濕地普查，<https://maps.ducks.ca/cwi/>)。全球沿海濕地的退化可能每年排放 1.5~10.2 億噸二氧化碳 (Pendleton et al., 2012)，相當於全球因毀林造成的人為二氧化碳排放量的 3~19% (van der Werf et al., 2009)。減少對沿海濕地的影響，每年可避免 1.41~4.66 億噸與地上和地下生物量和土壤有機碳的分解有關的二氧化碳排放 (Griscom et al., 2017)。沿海濕地的沉積物可以積累 1.9~3.9 公厘 / 年 (Breithaupt et al., 2012)，有助於其碳匯能力。沿海濕地中土壤有機碳的積累可能會隨著海平面上升而增加 (Rogers et al., 2019)，儘管海平面上升的閾值可能是 6.1~7.6 公厘 / 年 (Saintilan et al., 2020)。濕地保護極為重要，考量到土壤中可能已累積超過 100~1000 年的大量碳庫存，若受到干擾，二氧化碳將會釋放到大氣中 (Lovelock et al., 2017)（另見本手冊第 2 冊中介紹的紅樹林熱點和濕地熱點）。

表 32. 世界各地沿海和淡水保護濕地的土壤有機碳庫存變化情況報告

| 濕地與位置 * | 氣候區 | 基準線土壤有機碳庫存 (噸碳 / 公頃) | 額外的土壤有機碳儲量 (噸碳 / 公頃 / 年) | 持續時間 | 深度 (公分) | 更多資訊 | 參考文獻 |
|-----------------|-----------|---|---|------------------------|--------------|------------------------------------|----------------------------|
| 沿海和內陸濕地 | | | | | | | |
| 全球的潮汐沼澤、紅樹林和淡水 | 溫帶、亞熱帶、熱帶 | 不適用 | 平均值： 所有濕地 1.85 ; 潮汐沼澤 2.48 ; 紅樹林 2.30 ; 淡水沼澤 1.97 ; 泥炭地 0.77 | 至 2017 年的文獻 | 不適用 | 來自不同濕地的 473 個土壤 / 沉積物土樣 | Chen et al. (2020) |
| 美國的沿海和內陸濕地 | 溫帶 | 平均數 (± 標準誤差)： 東部山區和中西部上游 (478 ± 58) ; 內陸平原 (195 ± 25) ; 沿海平原 (198 ± 21) ; 西部 (216 ± 30) ; 潮汐鹽水濕地 (340) ; 淡水內陸濕地 (295) | 不適用 | 2011 | 120 | 來自美國各區濕地的 967 個土坑 | Nahlik and Fennessy (2016) |
| 沿海濕地 | | | | | | | |
| 全球的潮汐沼澤、紅樹林和海草地 | 溫帶、亞熱帶、熱帶 | 不適用 | 平均值 (± 標準誤差)： 潮汐沼澤 2.18 ± 0.24 (範圍 0.18~17.13) ; | 2003~2010 年間的文獻和未發表的數據 | 不適用 | 來自 96 個潮汐沼澤、34 個紅樹林地點和 123 個海草地的數據 | McLeod et al. (2011) |

| 濕地與位置 * | 氣候區 | 基準線土壤有機碳庫存 (噸碳 / 公頃) | 額外的土壤有機碳儲量 (噸碳 / 公頃 / 年) | 持續時間 | 深度 (公分) | 更多資訊 | 參考文獻 |
|---------|-----|---|--|------------------------|--------------|--|--------------------------|
| 全球的紅樹林 | | | 紅樹林 2.26 ± 0.39 (範圍 0.2~9.49) ; 海草 1.38 ± 0.38 (範圍 0.45~1.90) | | | | |
| | | 平均值 (\pm 標準誤差) : 283 ± 193 | 不適用 | 1994~2016 年間的文獻 | 100 | 來自 48 個國家的 1230 個採樣點。提供不同國家之間的差異 | Atwood et al. (2017) |
| | | 平均值 (\pm 標準誤差) : 361 ± 136 (範圍 86~729) | 不適用 | 1990~2016 年間的文獻和未發表的數據 | 100 | 基於全球紅樹林土壤有機碳資料庫 (47 個國家的 1 812 個土壤剖面) 的空間模型。給出了各國的變化情況 | Sanderman et al. (2018) |
| | | 平均值 (\pm 標準誤差) : 全球 $333.7 (\pm 11.2)$; 西非 $278.4 (\pm 16.5)$; 亞洲 $294.8 (\pm 20.4)$; 中東 $110.8 (\pm 11.6)$; 東南亞 $375.6 (\pm 17.5)$; 大洋洲 $447.9 (\pm 19.0)$; 美洲 $350.9 (\pm 19.9)$; 中美洲 $401.9 (\pm 20.0)$; 南美洲 $154.9 (\pm 11.7)$ | 不適用 | 2007~2017 | 100 | 來自五大洲 190 個地點的土心 | Kauffman et al. (2020) |
| | | 不適用 | 平均值 (\pm 標準誤差) : 2.31 ± 2.09 | 1989~2012 年間的文獻和未發表的數據 | 不適用 | 來自巴西、哥倫比亞、馬來西亞、印尼、中國、日本、越南和泰國的 65 個沉積物土心， | Breithaupt et al. (2012) |

| 濕地與位置 * | 氣候區 | 基準線土壤有機碳庫存 (噸碳 / 公頃) | 額外的土壤有機碳儲量 (噸碳 / 公頃 / 年) | 持續時間 | 深度 (公分) | 更多資訊 | 參考文獻 |
|--------------------|--------------------|---|---|------------------------|-----------|--|-------------------------|
| | | | | | | 以及來自墨西哥和美國的外加數據 | |
| 巴西的潮汐沼澤和紅樹林 | 熱帶 | 平均值： 潮汐沼澤 257 ； 紅樹林 341 | 不適用 | 未知 | 135~>300 | 實地調查 亞馬遜河口的 9 個紅樹林和 3 個潮汐沼澤地點 | Kauffman et al. (2018) |
| 澳洲的潮汐沼澤、紅樹林和海草地 | 乾旱、半乾旱、溫帶、亞熱帶和熱帶地區 | 平均值 (± 標準誤差)： 潮汐沼澤 168 ± 127 ； 紅樹林 251 ± 155 ； 海草 112 ± 88 | 平均值 (± 標準誤差)： 潮汐沼澤 0.39 ± 0.3 ； 紅樹林 1.26 ± 0.9 ； 海草 0.36 ± 0.3 | 文獻和未發表的數據 | 100 | 1553 個濕地點 (593 個潮汐沼澤、 323 個紅樹林、 637 個海草) 的資料，內容為土壤有機碳庫存 (1103 個土樣) 和土壤有機碳固存率 (352 個土樣) 。給出了不同地區的變化情況 | Serrano et al. (2019) |
| 澳洲東南部的潮汐沼澤、紅樹林和海草地 | 溫帶 | 平均值 (± 標準誤差)： 潮汐沼澤 57.96 ± 2.90 (範圍 23.33~291.18) ； 紅樹林 50.64 ± 1.35 (範圍 23.34~77.81) ； 海草 23.48 ± 0.57 (範圍 23.33~73.42) | 不適用 | 2014 | 30 | 基於維多利亞州 96 個沿海濕地 (125 個潮汐沼澤、 60 個紅樹林和 102 個海草地) 的 287 個沉積物土樣的空間模型。 | Lewis et al. (2020) |
| 美國的潮汐沼澤、紅樹林和潮汐淡水濕地 | | 平均值 270 | 不適用 | 1998~2017 年間的文獻和未發表的數據 | 100 | 基於全美 49 項研究的 1959 個土樣的空間模型。 | Holmquist et al. (2018) |

| 濕地與位置 * | 氣候區 | 基準線土壤有機碳庫存 (噸碳 / 公頃) | 額外的土壤有機碳儲量 (噸碳 / 公頃 / 年) | 持續時間 | 深度 (公分) | 更多資訊 | 參考文獻 |
|-----------------|---------|--|---|-----------|-----------|--|----------------------|
| 全球的淡水濕地 | 溫帶和熱帶地區 | 不適用 | 熱帶：平均 1.29 (範圍 0.42~3.06) ； 溫帶：1.43 | 2004~2009 | 50~300 | 在俄亥俄州北部、哥斯大黎加東部和西部以及波札那的 5 個濕地地點各取 9 個土樣 | Mitsch et al. (2013) |
| 澳洲東南部的淡水濕地 | 溫帶 | 高山濕地 290 ±180 ； 淺層淡水沼澤 200 ±200 ； 鹽水濕地 64 ±48 ； 淡水草場 130 ±100 ； 深層淡水沼澤 230 ±190 ； 永久開放的淡水 110 ±120 ； 所有濕地 186 ±176 | 永久開放的淡水地點 2.3 ±0.7 ； 淺層淡水沼澤地 0.91 ±0.27 ； 深層淡水沼澤 1.6 ±0.5 ； 所有濕地 1.9 ±0.4 | 2015~2016 | 50~100 | 橫跨 103 個溫帶、高寒和半乾旱濕地地點的 1600 多個樣本 | Carnel et al. (2018) |
| 中國東北地區的鹽水和淡水沼澤地 | | | | | | | |
| 北美洲的淡水濕地 | | | | | | | |

* 研究當中很少提及土壤類型，因此未納入本表格進行比較。

4. 該措施的其他效益

4.1. 改善土壤性質

避免轉作和保護濕地有助於沉積物增加、養分保留、土壤動物的生物多樣性（包括生物擾動者）、維持適合質植物補充（plant recruitment）和高水滲透率的土壤結構，並避免土壤壓實（Spivak et al., 2019）。巴西保護的河岸森林（即低退化森林）已被證明具有較高的土壤碳，有助於養分供應和土壤結構，並維持河岸濕地的水質和河流生境（Celentano et al., 2017）。

4.2. 最小化對土壤功能的威脅

表 33. 土壤威脅

| 土壤威脅 | |
|-----------|--|
| 土壤侵蝕 | 濕地植被覆蓋是避免土壤侵蝕和壓實的關鍵。例如，在加州的 Sacramento-San Joaquin 河三角洲，將鹽沼地轉化為農業已導致土壤流失和深達九公尺的下陷（Ingebritsen et al., 2000）。 |
| 養分的失衡和循環 | 完整的濕地可以保留養分，幫助淨化地表水（Alongi and McKinnon, 2005; Saderne et al., 2020）。例如，泰晤士河的濕地轉作導致了河口的養分汙染（Jickells et al., 2016）。同樣地，美國上中西部地區的水質也下降了，當時大約 60% 的濕地被排空，主要用於農業（Zedler, 2003）。 |
| 土壤鹽化和鹼化 | 透過緩衝潮汐流、風暴潮及海浪，沿海濕地可以來保護鄰近的土地免受潮汐淹沒（Gedan et al., 2011; Silliman et al., 2019; Temmerman et al., 2013）。 |
| 土壤沾染 / 污染 | 完整的濕地可以保留金屬和有機汙染物（Barbier et al., 2011; Rabaoui et al., 2020）。在許多情況下，建造濕地是為了協助處理汙染物（Vymazal and Bfezinova, 2015）。 |
| 土壤酸化 | 由於與有機物分解和生物地球化學過程有關，濕地往往是酸性的（Spivak et al., 2019）。然而，沿海濕地可以輸出鹼度，這有助於提高濕地的淨二氧化碳匯能力（Maher et al., 2018）。濕地的排水也會導致濕地變得高度酸性，因為酸性硫酸鹽土壤暴露在空氣中，釋放出硫酸（Cook et al., 2000）。 |

| 土壤威脅 | |
|-----------|--|
| 土壤生物多樣性損失 | 保護濕地可以保持土壤動物和微生物的生物多樣性，這有助於濕地獨特的生物地球化學（Spivak et al., 2019），並強烈影響土壤有機物的分解（Jackson et al., 2017）。沿海濕地的底棲動物對於支撐沿海漁業的食物網很重要（Abrantes et al., 2015）。 |
| 土壤壓實 | 保護濕地可以避免壓實，壓實會減少水的滲透以及幼苗的補充和根系的生長等生態系統功能（Ola et al., 2020）。 |
| 土壤水分管理 | 完整的濕地有獨特的水文制度以維持土壤條件和本地植物群落（Spivak et al., 2019），這可以防止枯萎（Duke et al., 2017）和土壤有機碳的損失（Alhassan et al., 2018）。 |

4.3. 產量增加（如食物、燃料、飼料、木材）

許多濕地對當地社區的生計活動非常重要，如果管理得當，可以與保育相互協調。這些活動包括提取木材（如薪柴、木炭、建築材料）和非木材的森林產物（如蜂蜜、蠟、植物纖維）、捕捉魚類和螃蟹以及生態旅遊（Gosling et al., 2017; Uddin et al., 2013）。沿海濕地也是漁業的重要育苗地和食物來源（Whitfield, 2017）並且支援商業漁業（Barbier et al., 2011）。濕地保護可以支持社區的糧食安全和收入，有助於實現多個永續發展目標（Friess et al., 2019）。

4.4. 緩解和適應氣候變遷

由於濕地是重要的碳匯並保護海岸免於洪水和侵蝕，也可緩衝海平面上升、風暴潮增加和氣候變化有關的海浪活動之衝擊，使得保育濕地可直接地減緩和適應氣候變遷（Duarte et al., 2013; Menendez et al., 2020）。避免濕地轉作和排水可以防止二氧化碳的排放，也可以防止因轉作為水稻、養殖漁業、其他農業用地或淡水濕地而增加甲烷和氧化亞氮排放（IPCC, 2014, 2019; Moomaw et al., 2018），上述氣體可導致全球暖化。

4.5. 社會經濟效益

避免沿海和內陸濕地的轉作可確保其提供生態系統服務，這些服務在全球範圍內的估計值為每年 13 兆 1650 億美元，其中約 60% 來自沿海濕地 (Costanza et al., 1997)。完整的濕地為社區提供了許多關鍵的生態系統服務，包括保護海岸免受風暴襲擊（價值 8240 美元 / 公頃 / 年，美國 (Costanza et al., 2008)、漁業（澳洲河口的鹽鹹地和紅樹林價值分別為 2 萬 5741 澳元和 5297 澳元 / 公頃 / 年 (Taylor et al., 2018)、減緩洪水（紅樹林，價值 650 億美元 / 年 (Menendez et al., 2020)、控制侵蝕、淨化水（控制汙染物）、森林產物和碳固存 (Barbier et al., 2011; Zedler, 2003)。在泰國，紅樹林的總價值為每公頃 1 萬 9000 美元，估計用於提供海岸保護、木材產品和生境及漁業的連結 (Barbier et al., 2008)。沿海濕地還可支援旅遊業，比如孟加拉的 Sundarbans 紅樹林保護區的價值為每年 4.2 萬美元 (Uddin et al., 2013)，而越南 Can Gio 紅樹林生物圈保護區的價值更高（每年 1.04 億美元）(Kuenzer and Tuan, 2013)，或甚至考慮全世界被紅樹林吸引的遊客數量 (Spalding and Parrett, 2019)。據估計，全球沿海濕地的轉作以及相關的二氧化碳排放，每年導致氣候變化造成的經濟損失達 60~420 億美元 (Pendleton et al., 2012)。

5. 該措施的潛在缺點

5.1. 溫室氣體排放量增加

濕地是碳匯，但也可排放甲烷 (IPPC, 2014)，特別是在被汙染和溫度較高時 (Al-Haj and Fulweiler, 2020)。甲烷排放隨著鹽度的增加而減少，例如隨著紅樹林和潮汐沼澤的土壤鹽度增加而減少的甲烷排放 (Al-Haj and Fulweiler, 2020; Poffenbarger et al., 2011; Purvaja and Ramesh, 2001)。受潮汐影響的紅樹林和潮汐沼澤之總體甲烷排放量很低，在海草床的排放量甚至更低 (Al-Haj and Fulweiler, 2020; Negandhi et al., 2019)。當碳固存和甲烷排放平衡時，海草床是溫室氣體淨匯 (net GHG sinks) (Al-Haj and Fulweiler, 2020)。在低海拔地區，紅樹林和潮汐沼澤也是溫室氣體淨匯 (Negandhi et al., 2019; Rosentreter et al., 2018)，然而在一些系統中可能成為溫室氣體淨源 (net GHG sources) (Al-Haj and Fulweiler, 2020)。經過一段長時間，淡水濕地也被發現是溫室氣體淨匯 (Mitsch et al., 2013)。雖然濕地排水或植被衰退通常會減少甲烷排放，但氧化亞氮的排放量較高，特別是在人類居住區和農業區附近 (Dalal and Allen, 2008; Ma et al., 2018)。甲烷和氧化亞氮通量在濕地中隨空間和時間有很大的變化 (Dalal and Allen, 2008; Kayranli et al., 2010)，完全計算濕地的溫室氣體通量需要詳細的測量。

5.2. 與其他措施的衝突

避免濕地轉作與濕地保育和養殖漁業及農業用地的衝突。在沿海地區與養蝦、水稻生產、棕櫚油和鹽的生產有衝突 (Goldberg et al., 2020; Richards and Friess, 2016; Thomas et al., 2017; Valiela et al., 2001) 。

5.3. 產量減少 (如食物、燃料、飼料、木材)

雖然濕地保育可能被認為對海產生產和出口收入有負面影響，然而在東南亞，有許多養殖漁業池塘由於水質低落和疾病而廢棄 (Primavera et al., 2011)，所以，低生產力的養殖漁業其產量和收入可能和維持自然生態系統的漁業相似 (Thompson et al., 2017)。在許多國家，基於社區的森林協定允許當地社區可持續地管理他們的當地森林，包括濕地，以支持他們從事收集薪柴、木炭、建築材料和捕魚的生計 (Datta et al., 2010; Feurer et al., 2018; Roy et al., 2012)。此外，沿海泛濫平原的水稻和其他農業面臨鹽鹹化的風險，隨著地層下陷和海平面上升以及污染增加，對糧食安全產生了負面影響 (Boretti, 2020)。濕地保育與恢復能夠提供維持糧食和森林生產所需的生態系統服務（見第 4.3 和 4.5 節）。例如，為復育歐洲的鹽鹹地而進行的管理性調整，可降低針對海平面上升的海岸防禦成本，同時提供環境效益 (Watts et al., 2003)。此外，修復廢棄的養殖漁業池塘，可以加強沿海地區的碳儲量和海岸保護 (Duncan et al., 2016)。

6. 實行該措施前的建議

確定濕地的位置、範圍和生態特徵以及它們為人類提供的生態系統服務，如碳固存和固儲存等，對於量化濕地保育和永續管理的社會經濟效益和支持決策非常重要。量化濕地生態系統服務的潛在支出在使濕地保育和恢復與其他土地利用一樣被視為經濟生產系統也是必要的 (Millennium Ecosystem Assessment, 2005)。應維持適當的水文狀況及養分，優先考慮沉積物基準以維持本地植物群落，避免土壤有機碳損失以及高於水準的甲烷和氧化亞氮排放 (Al-Haj and Fulweiler, 2020; Alhassan et al., 2018; Ma et al., 2018; Millennium Ecosystem Assessment, 2005)。應採用基於生態系統的濕地保護方法，包括多個濕地之間的連通性（即流域規模管理，或整合沿海地區管理），並考慮濕地生態系統服務之間的權衡，最大限度地提供環境和社會經濟效益 (Thorslund et al., 2017)。此外，應考慮氣候變化對水文、濕地範圍和碳循環的影響，以調整保護措施，使濕地土壤有機碳能長期儲存 (Moomaw et al., 2018)。

7. 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 | 有 | 氣候變化導致的降雨量和溫度變化以及海平面上升、上游築壩導致的水流和沉積物運輸的減少、灌溉用淡水的抽取、過度的養分負荷，以及入侵物種的引入（Millennium Ecosystem Assessment, 2005）。 |
| 文化 | 有 | 與傳統和 / 或文化的土地使用措施發生衝突，導致過度採伐和過度開發。 |
| 社會 | 有 | 對濕地生態系統服務的價值所面臨的威脅之社會觀點（Boulton et al., 2016）。 |
| 經濟 | 有 | 與生產養殖漁業和農業措施以及國家商品經濟發展的計劃相衝突。 |
| 機構 | 有 | 缺乏資金、資源和治理，無法規範非永續的措施，無法促進保護或永續管理。 |
| 法律 (土地權利) | 有 | 有爭議的土地租佃，以及缺乏對原住民土地租佃權的承認（Fa et al., 2020; Lovelock and Brown 2019）。 |
| 知識 | 有 | 缺乏科學家與決策者如土地擁有者和管理者之間的知識分享，以及原住民社區在濕地保育和管理知識上的整合，也缺乏關於不同濕地生態系統服務之間權衡的資訊（Boulton et al., 2016）。 |
| 其他 | 有 | 為農業擴展和灌溉而對內陸濕地進行清理和排水，為城市擴張、基礎設施建設、農業和養殖漁業而對沿海濕地進行改造（Goldberg et al., 2020; Millennium Ecosystem Assessment, 2005）。海岸壓擠效應也阻礙了在氣候變遷下沿海濕地的擴張和保育（Luo, 2018）。 |

實例照片



照片 11. 改造後的濕地—澳洲昆士蘭被抽乾的濕地被用於放牧（上圖）以及緬甸在改造為養殖漁業過程中衰退的紅樹林



照片 12. 澳洲昆士蘭的潮汐濕地保護—紅樹林 (*Ceriops* sp. · 上圖) 和潮汐沼澤 (*Sarcocornia* sp. · 下圖) 。潮汐濕地的土壤有機碳庫存和固存率通常高於淡水濕地 (照片 13) 的單位面積



照片 13. 澳洲昆士蘭的淡水濕地保護 (*Juncus* sp. 和 *Melaleuca quinquenervia*)

表 35. 第 4 冊和第 6 冊中的相關案例研究

| 標題 | 地區 | 研究時間 (年) | 冊數 | 案例研究 編號 |
|-----------------------|----|-------------|----|------------|
| 西班牙地中海濕地蘆葦草的管理 | 歐洲 | 未知 | 6 | 18 |
| 北美洲中部草原濕地的土壤有機 碳保存 | 北美 | 多個時間段 | 6 | 19 |
| 美國紐約市都市潮汐濕地的沼澤 地維護 | 北美 | 100 | 6 | 31 |

參考文獻

- Abrantes, K.G., Barnett, A., Baker, R. & Sheaves, M.** 2015. Habitat-specific food webs and trophic interactions supporting coastal-dependent fishery species: an Australian case study. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 25(2): 337–363. <https://doi.org/10.1007/s11160-015-9385-y>
- Al-Haj, A.N. & Fulweiler, R.W.** 2020. A synthesis of methane emissions from shallow vegetated coastal ecosystems. *Global Change Biology*, 26(5): 2988–3005. <https://doi.org/10.1111/gcb.15046>
- Alhassan, A.-R.M., Ma, W., Li, G., Jiang, Z., Wu, J. & Chen, G.** 2018. Response of soil organic carbon to vegetation degradation along a moisture gradient in a wet meadow on the Qinghai-Tibet Plateau. *Ecology and Evolution*, 8(23): 11999–12010. <https://doi.org/10.1002/ece3.4656>
- Alongi, D.M. & McKinnon, A.D.** 2005. The cycling and fate of terrestrially-derived sediments and nutrients in the coastal zone of the Great Barrier Reef shelf. *Marine Pollution Bulletin*, 51(1): 239–252. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2004.10.033>
- Atwood, T.B., Connolly, R.M., Almahasheer, H., Carnell, P.E., Duarte, C.M., Lewis, C.J.E., Irigoien, X., Kelleway, J.J., Lavery, P.S., Macreadie, P.I., Serrano, O., Sanders, C.J., Santos, I., Steven, A.D.L. & Lovelock, C.E.** 2017. Global patterns in mangrove soil carbon stocks and losses. *Nature Climate Change*, 7(7): 523–+. <https://doi.org/10.1038/nclimate3326>
- Barbier, E.B., Hacker, S.D., Kennedy, C., Koch, E.W., Stier, A.C. & Silliman, B.R.** 2011. The value of estuarine and coastal ecosystem services. *Ecological Monographs*, 81(2): 169–193. <https://doi.org/10.1890/10-1510.1>
- Barbier, E.B., Koch, E.W., Silliman, B.R., Hacker, S.D., Wolanski, E., Primavera, J., Granek, E.F., Polasky, S., Aswani, S., Cramer, L.A., Stoms, D.M., Kennedy, C.J., Bael, D., Kappel, C.V., Perillo, G.M.E. & Reed, D.J.** 2008. Coastal ecosystem-based management with nonlinear ecological functions and values. *Science*, 319(5861): 321–323. <https://doi.org/10.1126/science.1150349>
- Beaulieu, J.J., DelSontro, T. & Downing, J.A.** 2019. Eutrophication will increase methane emissions from lakes and impoundments during the 21st century. *Nature Communications*, 10(1): 1375. <https://doi.org/10.1038/s41467-019-09100-5>
- Boretti, A.** 2020. Implications on food production of the changing water cycle in the Vietnamese Mekong Delta. *Global Ecology and Conservation*, 22. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2020.e00989>
- Boulton, A.J., Ekebom, J. & Gislason, G.M.** 2016. Integrating ecosystem services into conservation strategies for freshwater and marine habitats: a review. *Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems*, 26(5): 963–985. <https://doi.org/10.1002/aqc.2703>
- Breithaupt, J.L., Smoak, J.M., Smith, T.J., Sanders, C.J. & Hoare, A.** 2012. Organic carbon burial rates in mangrove sediments: Strengthening the global budget. *Global Biogeochemical Cycles*, 26. <https://doi.org/10.1029/2012gb004375>

- Bridgham, S.D., Megonigal, J.P., Keller, J.K., Bliss, N.B. & Trettin, C.** 2006. The carbon balance of North American wetlands. *Wetlands*, 26(4): 889–916. [https://doi.org/10.1672/0277-5212\(2006\)26\[889:Tebona\]2.0.Co;2](https://doi.org/10.1672/0277-5212(2006)26[889:Tebona]2.0.Co;2)
- Bridgham, S.D., Moore, T.R., Richardson, C.J. & Roulet, N.T.** 2014. Errors in greenhouse forcing and soil carbon sequestration estimates in freshwater wetlands: a comment on Mitsch *et al.*, (2013). *Landscape Ecology*, 29(9): 1481–1485. <https://doi.org/10.1007/s10980-014-0067-2>
- Celentano, D., Rousseau, G.X., Engel, V.L., Zelarayán, M., Oliveira, E.C., Araujo, A.C.M., de Moura, E.G.** 2017. Degradation of Riparian Forest Affects Soil Properties and Ecosystem Services Provision in Eastern Amazon of Brazil. *Land Degradation & Development* 28, 482-493.
<https://doi.org/10.1002/lde.2547>
- Cheng, C.F., Li, M., Xue, Z.S., Zhang, Z.S., Lyu, X.G., Jiang, M. & Zhang, H.R.** 2020. Impacts of Climate and Nutrients on Carbon Sequestration Rate by Wetlands: A Meta-analysis. *Chinese Geographical Science*, 30(3): 483–492. <https://doi.org/10.1007/s11769-020-1122-3>
- Cook, F.J., Hicks, W., Gardner, E.A., Carlin, G.D., Froggatt, D.W.** 2000. Export of Acidity in Drainage Water from Acid Sulphate Soils. *Marine Pollution Bulletin* 41, 319-326. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(00\)00138-7](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(00)00138-7)
- Costanza, R., d'Arge, R., deGroot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R.V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P. & vandenBelt, M.** 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387(6630): 253–260. <https://doi.org/10.1038/387253a0>
- Costanza, R., Perez-Maqueo, O., Martinez, M.L., Sutton, P., Anderson, S.J. & Mulder, K.** 2008. The value of coastal wetlands for hurricane protection. *Ambio*, 37(4): 241–248.
[https://doi.org/10.1579/0044-7447\(2008\)37\[241:Tvoewf\]2.0.Co;2](https://doi.org/10.1579/0044-7447(2008)37[241:Tvoewf]2.0.Co;2)
- Dalal, R.C. & Allen, D.E.** 2008. Greenhouse gas fluxes from natural ecosystems. *Australian Journal of Botany*, 56(5): 369–407. <https://doi.org/10.1071/BT07128>
- Damien T. Maher, Mitchell Call, Isaac R. Santos & Christian J. Sanders.** 2018. Beyond burial: lateral exchange is a significant atmospheric carbon sink in mangrove forests. *Biology Letters*, 14(7): 20180200.
<https://doi.org/doi:10.1098/rsbl.2018.0200>
- Datta, D., Guha, P. & Chattopadhyay, R.N.** 2010. Application of criteria and indicators in community based sustainable mangrove management in the Sunderbans, India. *Ocean & Coastal Management*, 53(8): 468–477. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2010.06.007>
- Davidson, N.C.** 2014. How much wetland has the world lost? Long-term and recent trends in global wetland area. *Marine and Freshwater Research*, 65(10): 934–941. <https://doi.org/10.1071/mf14173>
- Davidson, N.C., Dinesen, L., Fennessy, S., Finlayson, C.M., Grillas, P., Grobicki, A., McInnes, R.J. & Stroud, D.A.** 2020. Trends in the ecological character of the world's wetlands. *Marine and Freshwater Research*, 71(1): 127–138. <https://doi.org/10.1071/mf18329>

- Davidson, N.C. & Finlayson, C.M.** 2018. Extent, regional distribution and changes in area of different classes of wetland. *Marine and Freshwater Research*, 69(10): 1525–1533.
<https://doi.org/10.1071/MF17377>
- Davidson, N.C. & Finlayson, C.M.** 2019. Updating global coastal wetland areas presented in Davidson and Finlayson (2018). *Marine and Freshwater Research*, 70(8): 1195–1200.
<https://doi.org/10.1071/mf19010>
- Duarte, C.M., Losada, I.J., Hendriks, I.E., Mazarrasa, I. & Marbà, N.** 2013. The role of coastal plant communities for climate change mitigation and adaptation. *Nature Climate Change*, 3(11): 961–968.
<https://doi.org/10.1038/nclimate1970>
- Duke, N.C., Kovacs, J.M., Griffiths, A.D., Preece, L., Hill, D.J.E., van Oosterzee, P., Mackenzie, J., Morning, H.S. & Burrows, D.** 2017. Large-scale dieback of mangroves in Australia's Gulf of Carpentaria: a severe ecosystem response, coincidental with an unusually extreme weather event. *Marine and Freshwater Research*, 68(10): 1816–1829. <https://doi.org/10.1071/MF16322>
- Duncan, C., Primavera, J.H., Pettorelli, N., Thompson, J.R., Loma, R.J.A. & Koldewey, H.J.** 2016. Rehabilitating mangrove ecosystem services: A case study on the relative benefits of abandoned pond reversion from Panay Island, Philippines. *Marine Pollution Bulletin*, 109(2): 772–782.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.05.049>
- Fa, J.E., Watson, J.E., Leiper, I., Potapov, P., Evans, T.D., Burgess, N.D., Molnár, Z., Fernández-Llamazares, Á., Duncan, T., Wang, S., Austin, B.J., Jonas, H., Robinson, C.J., Malmer, P., Zander, K.K., Jackson, M.V., Ellis, E., Brondizio, E.S. & Garnett, S.T.** 2020. Importance of Indigenous Peoples' lands for the conservation of Intact Forest Landscapes. *Frontiers in Ecology and the Environment*, n/a(n/a).
<https://doi.org/10.1002/fee.2148>
- Feurer, M., Gritten, D. & Than, M.M.** 2018. Community Forestry for Livelihoods: Benefiting from Myanmar's Mangroves. *Forests*, 9(3). <https://doi.org/10.3390/f9030150>
- Finlayson, C.M.** 2012. Forty years of wetland conservation and wise use. *Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems*, 22(2): 139–143. <https://doi.org/10.1002/aqc.2233>
- Finlayson, C.M., Davies, G.T., Moomaw, W.R., Chmura, G.L., Natali, S.M., Perry, J.E., Roulet, N. & Sutton-Grier, A.E.** 2019. The Second Warning to Humanity - Providing a Context for Wetland Management and Policy. *Wetlands*, 39(1): 1–5. <https://doi.org/10.1007/s13157-018-1064-z>
- Friess, D.A., Aung, T.T., Huxham, M., Lovelock, C., Mukherjee, N. & Sasmito, S.** 2019. SDG 14: Life below Water – Impacts on Mangroves. In C.J. Pierce Colfer, G. Winkel, G. Galloway, P. Pacheco, P. Katila & W. de Jong, eds. *Sustainable Development Goals: Their Impacts on Forests and People*, pp. 445–481. Cambridge, Cambridge University Press.
- Gedan, K.B. & Bertness, M.D.** 2009. Experimental warming causes rapid loss of plant diversity in New England salt marshes. *Ecology Letters*, 12(8): 842–848. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01337.x>

Gedan, K.B., Kirwan, M.L., Wolanski, E., Barbier, E.B. & Silliman, B.R. 2011. The present and future role of coastal wetland vegetation in protecting shorelines: answering recent challenges to the paradigm. *Climatic Change*, 106(1): 7–29. <https://doi.org/10.1007/s10584-010-0003-7>

Goldberg, L., Lagomasino, D., Thomas, N. & Fatooyinbo, T. 2020. Global declines in human-driven mangrove loss. *Global Change Biology*, n/a(n/a). <https://doi.org/10.1111/gcb.15275>

Gosling, A., Shackleton, C.M. & Gambiza, J. 2017. Community-based natural resource use and management of Bigodi Wetland Sanctuary, Uganda, for livelihood benefits. *Wetlands Ecology and Management*, 25(6): 717–730. <https://doi.org/10.1007/s11273-017-9546-y>

Griscom, B.W., Adams, J., Ellis, P.W., Houghton, R.A., Lomax, G., Miteva, D.A., Schlesinger, W.H., Shoch, D., Siikamaki, J.V., Smith, P., Woodbury, P., Zganjar, C., Blackman, A., Campari, J., Conant, R.T., Delgado, C., Elias, P., Gopalakrishna, T., Hamsik, M.R., Herrero, M., Kiesecker, J., Landis, E., Laestadius, L., Leavitt, S.M., Minnemeyer, S., Polasky, S., Potapov, P., Putz, F.E., Sanderman, J., Silvius, M., Wollenberg, E. & Fargione, J. 2017. Natural climate solutions. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 114(44): 11645–11650. <https://doi.org/10.1073/pnas.1710465114>

Hinson, A.L., Feagin, R.A. & Eriksson, M. 2019. Environmental Controls on the Distribution of Tidal Wetland Soil Organic Carbon in the Continental United States. *Global Biogeochemical Cycles*, 33(11): 1408–1422. <https://doi.org/10.1029/2019gb006179>

Hochard, J.P., Hamilton, S. & Barbier, E.B. 2019. Mangroves shelter coastal economic activity from cyclones. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 116(25): 12232–12237. <https://doi.org/10.1073/pnas.1820067116>

Ingebretsen, S.E., Ikehara, M.E., Galloway, D.L. & Jones, D.R. 2000. Delta subsidence in California: The sinking heart of the state. Fact Sheet No. 005–00. Reston, VA.

IPCC. 2014. 2013 Supplement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Wetlands. Gland, Switzerland, IPCC.

IPCC. 2019. 2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Chapter 7 Wetlands. Gland, Switzerland, IPCC.

Jackson, R.B., Lajtha, K., Crow, S.E., Hugelius, G., Kramer, M.G. & Pineiro, G. 2017. The Ecology of Soil Carbon: Pools, Vulnerabilities, and Biotic and Abiotic Controls. In D.J. Futuyma, ed. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, Vol 48, pp. 419–445. Annual Review of Ecology Evolution and Systematics

Jickells, T.D., Andrews, J.E. & Parkes, D.J. 2016. Direct and Indirect Effects of Estuarine Reclamation on Nutrient and Metal Fluxes in the Global Coastal Zone. *Aquatic Geochemistry*, 22(4): 337–348. <https://doi.org/10.1007/s10498-015-9278-7>

K. Bromberg Gedan, B. R. Silliman & M. D. Bertness. 2009. Centuries of Human-Driven Change in Salt Marsh Ecosystems. *Annual Review of Marine Science*, 1(1): 117–141. <https://doi.org/10.1146/annurev.marine.010908.163930>

Kauffman, J.B., Adame, M.F., Arifanti, V.B., Schile-Beers, L.M., Bernardino, A.F., Bhomia, R.K., Donato, D.C., Feller, I.C., Ferreira, T.O., Garcia, M.D.J., MacKenzie, R.A., Megonigal, J.P., Murdiyarso, D., Simpson, L. & Trejo, H.H. 2020. Total ecosystem carbon stocks of mangroves across broad global environmental and physical gradients. *Ecological Monographs*, 90(2).
<https://doi.org/10.1002/ecm.1405>

Kauffman, J.B., Bernardino, A.F., Ferreira, T.O., Giovannoni, L.R., Gomes, L.E.d.O., Romero, D.J., Jimenez, L.C.Z., Ruiz, F. 2018. Carbon stocks of mangroves and salt marshes of the Amazon region, Brazil. *Biology Letters* 14, 20180208. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2018.0208>

Kayranli, B., Scholz, M., Mustafa, A. & Hedmark, Å. 2010. Carbon Storage and Fluxes within Freshwater Wetlands: a Critical Review. *Wetlands*, 30(1): 111–124. <https://doi.org/10.1007/s13157-009-0003-4>

Kroeger, K.D., Crooks, S., Moseman-Valtierra, S. & Tang, J. 2017. Restoring tides to reduce methane emissions in impounded wetlands: A new and potent Blue Carbon climate change intervention. *Scientific Reports*, 7(1): 11914. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-12138-4>

Kuenzer, C. & Tuan, V.Q. 2013. Assessing the ecosystem services value of Can Gio Mangrove Biosphere Reserve: Combining earth-observation- and household-survey-based analyses. *Applied Geography*, 45: 167–184. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2013.08.012>

Lovelock, C.E., Atwood, T., Baldock, J., Duarte, C.M., Hickey, S., Lavery, P.S., Masque, P., Macreadie, P.I., Ricart, A.M., Serrano, O. & Steven, A. 2017. Assessing the risk of carbon dioxide emissions from blue carbon ecosystems. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 15(5): 257–265.
<https://doi.org/10.1002/fee.1491>

Lovelock, C.E. & Brown, B.M. 2019. Land tenure considerations are key to successful mangrove restoration. *Nature Ecology & Evolution*, 3(8): 1135–1135. <https://doi.org/10.1038/s41559-019-0942-y>

Ma, W.W., Alhassan, A.R.M., Wang, Y.S., Li, G., Wang, H. & Zhao, J.M. 2018. Greenhouse gas emissions as influenced by wetland vegetation degradation along a moisture gradient on the eastern Qinghai-Tibet Plateau of North-West China. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 112(3): 335–354.
<https://doi.org/10.1007/s10705-018-9950-6>

McLeod, E., Chmura, G.L., Bouillon, S., Salm, R., Bjork, M., Duarte, C.M., Lovelock, C.E., Schlesinger, W.H. & Silliman, B.R. 2011. A blueprint for blue carbon: toward an improved understanding of the role of vegetated coastal habitats in sequestering CO₂. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9(10): 552–560. <https://doi.org/10.1890/110004>

Menéndez, P., Losada, I.J., Torres-Ortega, S., Narayan, S. & Beck, M.W. 2020. The Global Flood Protection Benefits of Mangroves. *Scientific Reports*, 10(1): 4404. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-61136-6>

Millennium Ecosystem Assessment. 2005. Ecosystems and human well-being: wetlands and water synthesis. Washington DC, World Resources Institute.

- Mitsch, W.J., Bernal, B., Nahlik, A.M., Mander, U., Zhang, L., Anderson, C.J., Jorgensen, S.E. & Brix, H.** 2013. Wetlands, carbon, and climate change. *Landscape Ecology*, 28(4): 583–597.
<https://doi.org/10.1007/s10980-012-9758-8>
- Moomaw, W.R., Chmura, G.L., Davies, G.T., Finlayson, C.M., Middleton, B.A., Natali, S.M., Perry, J.E., Roulet, N. & Sutton-Grier, A.E.** 2018. Wetlands In a Changing Climate: Science, Policy and Management. *Wetlands*, 38(2): 183–205. <https://doi.org/10.1007/s13157-018-1023-8>
- Nahlik, A.M. & Fennessy, M.S.** 2016. Carbon storage in US wetlands. *Nature Communications*, 7(1): 13835. <https://doi.org/10.1038/ncomms13835>
- Narayan, S., Beck, M.W., Wilson, P., Thomas, C.J., Guerrero, A., Shepard, C.C., Reguero, B.G., Franco, G., Ingram, J.C. & Trespalacios, D.** 2017. The Value of Coastal Wetlands for Flood Damage Reduction in the Northeastern USA. *Scientific Reports*, 7. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-09269-z>
- Negandhi, K., Edwards, G., Kelleway, J.J., Howard, D., Safari, D. & Saintilan, N.** 2019. Blue carbon potential of coastal wetland restoration varies with inundation and rainfall. *Scientific Reports*, 9. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-40763-8>
- Ola, A., Staples, T.L., Robinson, N. & Lovelock, C.E.** 2020. y Plasticity in the Above- and Below-Ground Development of Mangrove Seedlings in Response to Variation in Soil Bulk Density. *Estuaries and Coasts*, 43(1): 111–119. <https://doi.org/10.1007/s12237-019-00660-9>
- Pearse, A.L., Barton, J.L., Lester, R.E., Zawadzki, A. & Macreadie, P.I.** 2018. Soil organic carbon variability in Australian temperate freshwater wetlands. *Limnology and Oceanography*, 63: S254–S266. <https://doi.org/10.1002/lno.10735>
- Pendleton, L., Donato, D.C., Murray, B.C., Crooks, S., Jenkins, W.A., Sifleet, S., Craft, C., Fourqurean, J.W., Kauffman, J.B., Marba, N., Megonigal, P., Pidgeon, E., Herr, D., Gordon, D. & Baldera, A.** 2012. Estimating Global ‘Blue Carbon’ Emissions from Conversion and Degradation of Vegetated Coastal Ecosystems. *Plos One*, 7(9). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0043542>
- Poffenbarger, H.J., Needelman, B.A. & Megonigal, J.P.** 2011. Salinity Influence on Methane Emissions from Tidal Marshes. *Wetlands*, 31(5): 831–842. <https://doi.org/10.1007/s13157-011-0197-0>
- Primavera, J.H., Rollon, R.N. & Samson, M.S.** 2011. 10.10 - The Pressing Challenges of Mangrove Rehabilitation: Pond Reversion and Coastal Protection. In E. Wolanski & D. McLusky, eds. *Treatise on Estuarine and Coastal Science*, pp. 217–244. Waltham, Academic Press.
- Purvaja, R. & Ramesh, R.** 2001. Natural and Anthropogenic Methane Emission from Coastal Wetlands of South India. *Environmental Management*, 27(4): 547–557. <https://doi.org/10.1007/s002670010169>
- Rabaoui, L., Cusack, M., Saderne, V., Krishnakumar, P.K., Lin, Y.-J., Shemsi, A.M., ElZrelli, R., Arias-Ortiz, A., Masqué, P., Duarte, C.M. & Qurban, M.A.** 2020. Anthropogenic-induced acceleration of elemental burial rates in blue carbon repositories of the Arabian Gulf. *Science of the Total Environment*, 719: 135177. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135177>
- Ramsar Convention on Wetlands.** 2018. Global Wetland Outlook: State of the World’s Wetlands and their Services to People. Gland, Switzerland, Ramsar Convention Secretariat.

Reddy, K.R., Kadlec, R.H., Flaig, E. & Gale, P.M. 1999. Phosphorus retention in streams and wetlands: A review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 29(1): 83–146.
<https://doi.org/10.1080/1064338991259182>

Richards, D.R. & Friess, D.A. 2016. Rates and drivers of mangrove deforestation in Southeast Asia, 2000–2012. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113(2): 344–349.
<https://doi.org/10.1073/pnas.1510272113>

Rogers, K., Kelleway, J.J., Saintilan, N., Megonigal, J.P., Adams, J.B., Holmquist, J.R., Lu, M., Schile-Beers, L., Zawadzki, A., Mazumder, D. & Woodroffe, C.D. 2019. Wetland carbon storage controlled by millennial-scale variation in relative sea-level rise. *Nature*, 567(7746): 91–95.
<https://doi.org/10.1038/s41586-019-0951-7>

Rosentreter, J.A., Maher, D.T., Erler, D.V., Murray, R.H. & Eyre, B.D. 2018. Methane emissions partially offset “blue carbon” burial in mangroves. *Science Advances*, 4(6): eaao4985.
<https://doi.org/10.1126/sciadv.aao4985>

Roy, A.K.D., Alam, K. & Gow, J. 2012. A review of the role of property rights and forest policies in the management of the Sundarbans Mangrove Forest in Bangladesh. *Forest Policy and Economics*, 15: 46–53.
<https://doi.org/10.1016/j.forepol.2011.08.009>

Saderne, V., Cusack, M., Serrano, O., Almahasheer, H., Krishnakumar, P.K., Rabaoui, L., Qurban, M.A. & Duarte, C.M. 2020. Role of vegetated coastal ecosystems as nitrogen and phosphorous filters and sinks in the coasts of Saudi Arabia. *Environmental Research Letters*, 15(3). <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab76da>

Saintilan, N., Khan, N.S., Ashe, E., Kelleway, J.J., Rogers, K., Woodroffe, C.D. & Horton, B.P. 2020. Thresholds of mangrove survival under rapid sea level rise. *Science*, 368(6495): 1118–1121.
<https://doi.org/10.1126/science.aba2656>

Sanderman, J., Hengl, T., Fiske, G., Solvik, K., Adame, M.F., Benson, L., Bukoski, J.J., Carnell, P., Cifuentes-Jara, M., Donato, D., Duncan, C., Eid, E.M., zu Ermgassen, P., Lewis, C.J.E., Macreadie, P.I., Glass, L., Gress, S., Jardine, S.L., Jones, T.G., Nsombo, E.N., Rahman, M.M., Sanders, C.J., Spalding, M. & Landis, E. 2018. A global map of mangrove forest soil carbon at 30 m spatial resolution. *Environmental Research Letters*, 13(5). <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aabe1c>

Sasmito, S.D., Sillanpaa, M., Hayes, M.A., Bachri, S., Saragi-Sasmito, M.F., Sidik, F., Hanggara, B.B., Mofu, W.Y., Rumbiak, V.I., Hendri, Taberima, S., Suhaemi, Nugroho, J.D., Pattiasina, T.F., Widagti, N., Barakalla, Rahajoe, J.S., Hartantri, H., Nikijuluw, V., Jowey, R.N., Heatubun, C.D., zu Ermgassen, P., Worthington, T.A., Howard, J., Lovelock, C.E., Friess, D.A., Hutley, L.B. & Murdiyarso, D. 2020. Mangrove blue carbon stocks and dynamics are controlled by hydrogeomorphic settings and land-use change. *Global Change Biology*, 26(5): 3028–3039. <https://doi.org/10.1111/gcb.15056>

Serrano, O., Lovelock, C.E., Atwood, T., Macreadie, P.I., Canto, R., Phinn, S., Arias-Ortiz, A., Bai, L., Baldock, J., Bedulli, C., Carnell, P., Connolly, R.M., Donaldson, P., Esteban, A., Ewers Lewis, C.J., Eyre, B.D., Hayes, M.A., Horwitz, P., Hutley, L.B., Kavazos, C.R.J., Kelleway, J.J., Kendrick, G.A., Kilminster, K., Lafratta, A., Lee, S., Lavery, P.S., Maher, D.T., Marbà, N., Masque, P., Mateo, M.A., Mount, R., Ralph, P.J., Roelfsema, C., Rozaimi, M., Ruhon, R., Salinas, C., Samper-Villarreal, J.,

- Sanderman, J., J. Sanders, C., Santos, I., Sharples, C., Steven, A.D.L., Cannard, T., Trevathan-Tackett, S.M. & Duarte, C.M.** 2019. Australian vegetated coastal ecosystems as global hotspots for climate change mitigation. *Nature Communications*, 10(1): 4313. <https://doi.org/10.1038/s41467-019-12176-8>
- Shepard, C.C., Crain, C.M. & Beck, M.W.** 2011. The Protective Role of Coastal Marshes: A Systematic Review and Meta-analysis. *Plos One*, 6(11). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0027374>
- Silliman, B.R., He, Q., Angelini, C., Smith, C.S., Kirwan, M.L., Daleo, P., Renzi, J.J., Butler, J., Osborne, T.Z., Nifong, J.C. & van de Koppel, J.** 2019. Field Experiments and Meta-analysis Reveal Wetland Vegetation as a Crucial Element in the Coastal Protection Paradigm. *Current Biology*, 29(11): 1800-1806.e3. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2019.05.017>
- Spalding, M. & Parrett, C.L.** 2019. Global patterns in mangrove recreation and tourism. *Marine Policy*, 110: 103540. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2019.103540>
- Spivak, A.C., Sanderman, J., Bowen, J.L., Canuel, E.A. & Hopkinson, C.S.** 2019. Global-change controls on soil-carbon accumulation and loss in coastal vegetated ecosystems. *Nature Geoscience*, 12(9): 685–692. <https://doi.org/10.1038/s41561-019-0435-2>
- Taylor, M.D., Gaston, T.F. & Raoult, V.** 2018. The economic value of fisheries harvest supported by saltmarsh and mangrove productivity in two Australian estuaries. *Ecological Indicators*, 84: 701–709. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.08.044>
- Temmerman, S., Meire, P., Bouma, T.J., Herman, P.M.J., Ysebaert, T. & De Vriend, H.J.** 2013. Ecosystem-based coastal defence in the face of global change. *Nature*, 504(7478): 79–83. <https://doi.org/10.1038/nature12859>
- Thomas, N., Lucas, R., Bunting, P., Hardy, A., Rosenqvist, A. & Simard, M.** 2017. Distribution and drivers of global mangrove forest change, 1996–2010. *Plos One*, 12(6): e0179302. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0179302>
- Thompson, B.S. & Friess, D.A.** 2019. Stakeholder preferences for payments for ecosystem services (PES) versus other environmental management approaches for mangrove forests. *Journal of Environmental Management*, 233: 636–648. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.12.032>
- Thompson, B.S., Primavera, J.H. & Friess, D.A.** 2017. Governance and implementation challenges for mangrove forest Payments for Ecosystem Services (PES): Empirical evidence from the Philippines. *Ecosystem Services*, 23: 146–155. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.12.007>
- Thorslund, J., Jarsjo, J., Jaramillo, F., Jawitz, J.W., Manzoni, S., Basu, N.B., Chalov, S.R., Cohen, M.J., Creed, I.F., Goldenberg, R., Hylin, A., Kalantari, Z., Koussis, A.D., Lyon, S.W., Mazi, K., Mard, J., Persson, K., Pietron, J., Prieto, C., Quin, A., Van Meter, K. & Destouni, G.** 2017. Wetlands as large-scale nature-based solutions: Status and challenges for research, engineering and management. *Ecological Engineering*, 108: 489–497. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.07.012>
- Uddin, M.S., de Ruyter van Steveninck, E., Stuip, M. & Shah, M.A.R.** 2013. Economic valuation of provisioning and cultural services of a protected mangrove ecosystem: A case study on Sundarbans Reserve Forest, Bangladesh. *Ecosystem Services*, 5: 88–93. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2013.07.002>

Valiela, I., Bowen, J.L. & York, J.K. 2001. Mangrove forests: One of the world's threatened major tropical environments. *Bioscience*, 51(10): 807–815. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2001\)051\[0807:mfootw\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2001)051[0807:mfootw]2.0.co;2)

Vymazal, J. & Bfezinova, T. 2015. The use of constructed wetlands for removal of pesticides from agricultural runoff and drainage: A review. *Environment International*, 75: 11–20. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.10.026>

Waliczky, Z., Fishpool, L.D.C., Butchart, S.H.M., Thomas, D., Heath, M.F., Hazin, C., Donald, P.F., Kowalska, A., Dias, M.P. & Allinson, T.S.M. 2019. Important Bird and Biodiversity Areas (IBAs): their impact on conservation policy, advocacy and action. *Bird Conservation International*, 29(2): 199–215. <https://doi.org/10.1017/s0959270918000175>

Watts, C.W., Tolhurst, T.J., Black, K.S. & Whitmore, A.P. 2003. In situ measurements of erosion shear stress and geotechnical shear strength of the intertidal sediments of the experimental managed realignment scheme at Tollesbury, Essex, UK. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 58(3): 611–620. [https://doi.org/10.1016/S0272-7714\(03\)00139-2](https://doi.org/10.1016/S0272-7714(03)00139-2)

Waycott, M., Duarte, C.M., Carruthers, T.J.B., Orth, R.J., Dennison, W.C., Olyarnik, S., Calladine, A., Fourqurean, J.W., Heck, K.L., Hughes, A.R., Kendrick, G.A., Kenworthy, W.J., Short, F.T. & Williams, S.L. 2009. Accelerating loss of seagrasses across the globe threatens coastal ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 106(30): 12377–12381. <https://doi.org/10.1073/pnas.0905620106>

van der Werf, G.R., Morton, D.C., DeFries, R.S., Olivier, J.G.J., Kasibhatla, P.S., Jackson, R.B., Collatz, G.J. & Randerson, J.T. 2009. CO₂ emissions from forest loss. *Nature Geoscience*, 2(11): 737–738. <https://doi.org/10.1038/ngeo671>

Weise, K., Hofer, R., Franke, J., Guelmami, A., Simonson, W., Muro, J., O'Connor, B., Strauch, A., Flink, S., Eberle, J., Mino, E., Thulin, S., Philipson, P., van Valkengoed, E., Truckenbrodt, J., Zanderg, F., Sanchez, A., Schroder, C., Thonfeld, F., Fitoka, E., Scott, E., Ling, M., Schwarz, M., Kunz, I., Thumer, G., Plasmeijer, A., Hilarides, L. 2020. Wetland extent tools for SDG 6.6.1 reporting from the Satellite-based Wetland Observation Service (SWOS). *Remote Sensing of Environment*, 247. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2020.111892>

Whitfield, A.K. 2017. The role of seagrass meadows, mangrove forests, salt marshes and reed beds as nursery areas and food sources for fishes in estuaries. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 27(1): 75–110. <https://doi.org/10.1007/s11160-016-9454-x>

Zedler, J.B. 2003. Wetlands at your service: reducing impacts of agriculture at the watershed scale. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 1(2): 65–72. [https://doi.org/10.1890/1540-9295\(2003\)001\[0065:Waysri\]2.0.Co;2](https://doi.org/10.1890/1540-9295(2003)001[0065:Waysri]2.0.Co;2)

10. 濕地修復（補水和促進植物生長）

Shanqui Xu¹, Guodong Wang¹, Bolong Wen¹, Xia Liu², Xiujun Li¹,
Chunjie Tian¹

¹Northeast Institute of Geography and Agroecology, Chinese Academy of Sciences, Changchun, China

中國科學院東北地理與農業生態研究所

²Jilin Province Science and Technology Information Institute, Changchun, China
中國吉林省科學技術信息研究所

1. 措施說明

對於泥炭地以外的濕地，在濕地修復中最推薦的碳固存措施是補水（如重新潤濕排水的濕地）和促進植物生長（Carnell et al., 2018）。水的補充可以建立一個缺氧環境，減少土壤中碳的損失（Villa and Bernal, 2018）。

補水是指重新潤濕已排水的濕地或提高衰退濕地的水位。最佳的水位是離地面約10~30公分（Nadeau and Conway, 2015; Wang et al., 2017）。太低的水位不能提供缺氧環境，而過深的水位可能會限制植物生長。因此，最好的方法是在生長季節保持較低的水位以促進植物生長，在非生長季節保持較深的水位以固存碳（Wang et al., 2017）。

促進植物生長是為了讓土壤增加更多的有機碳。濕地作物可以藉由其在土壤中的種子庫，藉由自然演替來復原（Wang et al., 2015），如果種子仍存在。也建議播種或種植本土濕地植物（Renzi et al., 2019），但應該要有多樣的植物，只有一個或兩個物種可能會減少整體生物量和生物多樣性。一些濕地（如鹽沼），自然狀態下的土壤會限制植物生長，應選擇能在貧瘠土壤中生長良好的植物進行碳固存（Doherty et al., 2011）。此外，在土壤貧瘠的衰退濕地中，在濕地復原的初期，可以選擇施肥和耕犁等土壤改良措施以當作促進植被復原的作法。然而，這些措施應該謹慎使用並充分評

估。例如，儘管施肥在大多數情況下可以促進植物生長並增加土壤中的碳含量 (Xu et al., 2020)，但應該在濕地環境中使用適當的劑量以防止潛在的汙染。此外，這些措施應在復原 1~2 年後應嚴格禁止 (Xu et al., 2020)，特別是耕犁和其他土壤機械干擾。

除了上述措施外，慣行的農業種植和其他導致濕地衰退的人類活動應該被完全禁止 (Xu et al., 2019)。如果繼續衰退，濕地所提供的生態系統服務，如水的清潔、水的儲存和生物棲息地將會喪失。

2. 適用範圍

一般來說，用於雨養農業而衰退的濕地比其他土地用途者恢復得更好。濕地復原有助於寒帶、亞北極和溫帶衰退濕地的土壤碳固存，但對熱帶衰退濕地的效果較差 (Xu et al., 2019)。復原季節性濕地和淡水濕地比汐濕地和鹽濕地更能增加土壤的碳固存量，潮汐濕地和鹽濕地的復原可能對碳固存量沒有正向影響 (Xu et al., 2019)。應盡快進行復原措施，如果濕地衰退超過 15 年，復原的效果將會大打折扣 (Xu et al., 2019)。

3. 對土壤有機碳庫存的衝擊

濕地修復已在全球實施並被認可為恢復因濕地耕作而損失的土壤碳之有效途徑 (Crooks et al., 2011)。如果利用適當的措施，濕地修復可以加速碳固存並有助於減緩氣候變遷 (表 36)。大多數修復的濕地其土壤碳含量高於耕地，但仍低於自然濕地 (Xu et al., 2019)。

表 36. 濕地復育的土壤有機碳庫存變化情況報告

| 地點 | 氣候區 | 土壤類型 | 基準線碳庫存或含量 | 額外的碳儲量或含量 | 持續時間(年) | 深度(公分) | 更多資訊 | 參考文獻 |
|-----------|------------|---|------------------------------|---------------------------------|---------|--------|------------------------------|----------------------|
| 全球 | 不適用 | 不適用 | 不適用 | 9% 的增長 (95% CI : -3~23%) 。 | 不適用 | 不適用 | 統合分析；測量數據； 濕地恢復 | Xu et al. (2019) |
| 英格蘭東部 | 不適用 | 不適用 | 59 (±10 標準誤差) 噸碳 / 公頃 | 0.65~1.04 噸碳 / 公頃 / 年 | 0~100 | 0~30 | 模型與現場時間序列相結合； 農業衰退後的鹽鹹地修復 | Burden et al. (2019) |
| 美國內布拉斯加州 | 不適用 | 黑沃土； Fillmore · Scott · 和 Massie 土系 | 96.4 (±1.56 標準誤差) 噸碳 / 公頃 | 5.1 (±2.72 標準誤差) 噸碳 / 公頃 | 20~30 | 0~50 | 測量；總碳； 淡水沼澤的修復 (清除沉積物) | Daniel et al. (2017) |
| 中國黃河三角洲 | 暖溫帶大陸型季風氣候 | 不適用 | 3.54~3.86 克 / 公斤 | 1.4~6.89 克 / 公斤 | 7 | 0~20 | 補充淡水來恢復沿海沼澤地 | Wang et al. (2011) |
| 中國長江口 | 亞熱帶季風氣候 | 不適用 | 26.44 (±2.69 標準誤差) 噸碳 / 公頃 | 2.99 (±0.57 標準誤差) 噸碳 / 公頃 | 6 | 0~10 | 放棄農業來恢復沿海沼澤地 | Li et al. (2012) |
| 中國桑江平原 | 中緯度地區的季風氣候 | 不適用 | 33.41 (±1.45 標準誤差) 克 / 公斤 | 25.65~42.12 克 / 公斤 | 3~12 | 0~20 | 放棄農業來恢復淡水沼澤 | Song et al. (2012) |
| 加拿大草原盆地地區 | 溫帶大陸型氣候 | 礦質土 | 116 噸碳 / 公頃 | 2.5~6.1 噸碳 / 公頃 / 年 | 1~12 | 0~30 | 淡水礦質土濕地 | Badiou et al. (2011) |

4. 該措施的其他效益

4.1. 改善土壤性質

濕地修復對土壤性質有正向影響。其中一個主要好處是增加生物多樣性和活性、酵素活性和生物地球化學循環，這對復原濕地生態功能很重要 (Meli et al., 2014; Zedler and Kercher, 2005)。修復後的濕地的土壤容積密度 (soil bulk density) 通常低於衰退的濕地，而且修復後的土壤因孔隙率 (porosity) 和有機物比例更高而容納更多的水 (Suir et al., 2019)。濕地修復對土壤酸鹼值或陽離子交換能力 (cation-exchange capacity, CEC) 的影響主要取決於原始土壤狀況和濕地類型。

4.2. 最小化對土壤功能的威脅

表 37. 土壤威脅

| 土壤威脅 | |
|-----------|---|
| 土壤侵蝕 | 植物生長可以減少土壤風蝕，也可以減少水蝕。提高水位可以減少土壤風蝕 (Luo et al., 2015)。 |
| 養分的失衡和循環 | 復育的濕地可以有效地去除氮，而磷可以在修復後的幾年內釋放 (Audet et al., 2020; Wang et al., 2015)。 |
| 土壤鹽化和鹹化 | 濕地修復可以隨著土壤碳的增加而降低鹽沼的酸鹼值。由於鹽分可以隨水漂移，鹽化可以隨著水的增加而減少 (Wang et al., 2017)。 |
| 土壤沾染 / 污染 | 濕地修復是控制汙染的一個重要途徑。植物生長可以減少汙染，濕地環境可以保留汙染 (Su et al., 2019)。 |
| 土壤酸化 | 濕地修復可以透過增加酸鹼值和硫的減少來補救枯竭的酸性硫酸鹽土壤 (Johnston et al., 2014)。 |
| 土壤生物多樣性損失 | 隨著濕地復原，土壤生物多樣性的損失將被阻止。濕地復原後，土壤微生物多樣性和動物群落多樣性將增加 (Li et al., 2020; Xu et al., 2017)。 |
| 土壤壓實 | 濕地修復可以降低土壤容積密度，減緩濕地衰退造成的土壤壓實 (Suir et al., 2019)。 |
| 土壤水分管理 | 濕地修復可以增加儲水和調節逕流的能力。 |

4.3. 產量增加（如食物、燃料、飼料、木材）

在濕地的植物可以是食物、纖維、燃料、飼料、草藥或木材，取決於恢復的濕地的植被類型和社區。此外，部分濕地可以提供水產品，如魚、螃蟹和蝦，以及增加鳥類數量（Ducks Unlimited Canada, 2020）。

4.4. 緩解和適應氣候變遷

濕地修復可以將衰退的濕地轉變為碳匯，並可以減少溫室氣體排放。中國東北沿海濕地的修復有將二氧化碳排放量從 609 毫克 / 平方公尺 / 小時減少到 278 毫克 / 平方公尺 / 小時的潛力（Chen et al., 2018; Olsson et al., 2015）。對於沒有排水的衰退濕地，修復後可以減少甲烷及氧化亞氮的排放，減少幅度超過 20% (Gleason et al., 2009)。

4.5. 社會經濟效益

濕地給了我們遊憩、學習和探索的自然場所。它們是健行、狩獵、划船、攝影等活動的地點（Ducks Unlimited Canada, 2020）。隨著世界各地正在建設更多的濕地公園，復原的濕地可以成為一種旅遊資源。基於復原濕地而建造的典型濕地公園有包括美國的大沼澤地國家公園、中國徐州的九里湖濕地公園、中國的天津臨港經濟區生態濕地公園等。

4.6. 該措施的其他效益

濕地可以調節微氣候，清潔水和儲存洪水，特別是在城市或郊區，這對密集的地景和人類住區有好處（McLaughlin and Cohen, 2013）。濕地保護野生動物，也為數以百計的物種提供安全的飲食、睡眠和養育下一代的環境（Ducks Unlimited Canada, 2020）。

5. 該措施的潛在缺點

5.1. 權衡對土壤功能的其他威脅

表 38. 土壤威脅

| 土壤威脅 | |
|----------|---|
| 土壤侵蝕 | 在某些情況下，例如河岸，水位上升可能會增加水的流量，導致水的侵蝕 (Thi and Minh, 2019) 。 |
| 養分的失衡和循環 | 隨著恢復時間的增加，濕地復育可能導致磷限制 (Smith et al., 2011) 。 |
| 土壤鹽化和鹹化 | 對於一些用於耕作的沿海鹽沼，潮汐水文的修復可能會導致土壤鹽鹹化 (Li et al., 2012) 。 |
| 土壤水分管理 | 由於濕地的水需求，濕地修復可能影響區域水管理 (Hodge and McNally, 2000) 。 |

5.2. 溫室氣體排放量增加

因為缺氧環境可以促進甲烷生成，已排水濕地隨著水位重新提高總會導致更高的甲烷排放，而高地土壤 (upland soil) 反而常是一個小的甲烷匯 (CH₄ sink) (Tangen et al., 2015)。對於草原窪地地區 (Prairie Pothole Region) 沒有排水系統的耕地，修復後的二氧化碳排放可能會增加 (Gleason et al., 2009)。濕地修復對溫室氣體的影響取決於環境，並可能在某些環境中不顯著 (Gleason et al., 2009)。

5.3. 與其他措施的衝突

濕地修復與農業活動有衝突，如耕犁、作物種植和施用殺蟲劑，特別是雨養農業。此外，其他可能導致濕地衰退的人類活動，包括密集放牧、基礎設施建設等，都與濕地修復有衝突。

5.4. 產量減少（如食物、燃料、飼料、木材）

濕地修復可能會減少穀物或其他農業產品的生產，因為導致濕地衰退的農業活動應該被停止。

6. 實行該措施前的建議

首先，濕地復原可能會給土地擁有者帶來經濟損失，因為導致濕地衰退的生產活動必須停止，他們必須重新建立與復原不衝突的生計活動。因此，土地擁有者和修復者之間的衝突必須在修復前得到充分解決。

需要根據實地情況制定一個適當的計劃。復原工作應充分考慮復原效果和成本，這取決於濕地的原始土地用途、恢復範圍、需水量、水文調節方法、植被復原方法等。在濕地修復之前，應評估修復措施的適用性。在大規模修復之前，示範計畫（pilot project）可以為濕地修復提供很多有用的資訊。

7. 採用該措施的潛在障礙

表 39. 採用該措施的潛在障礙

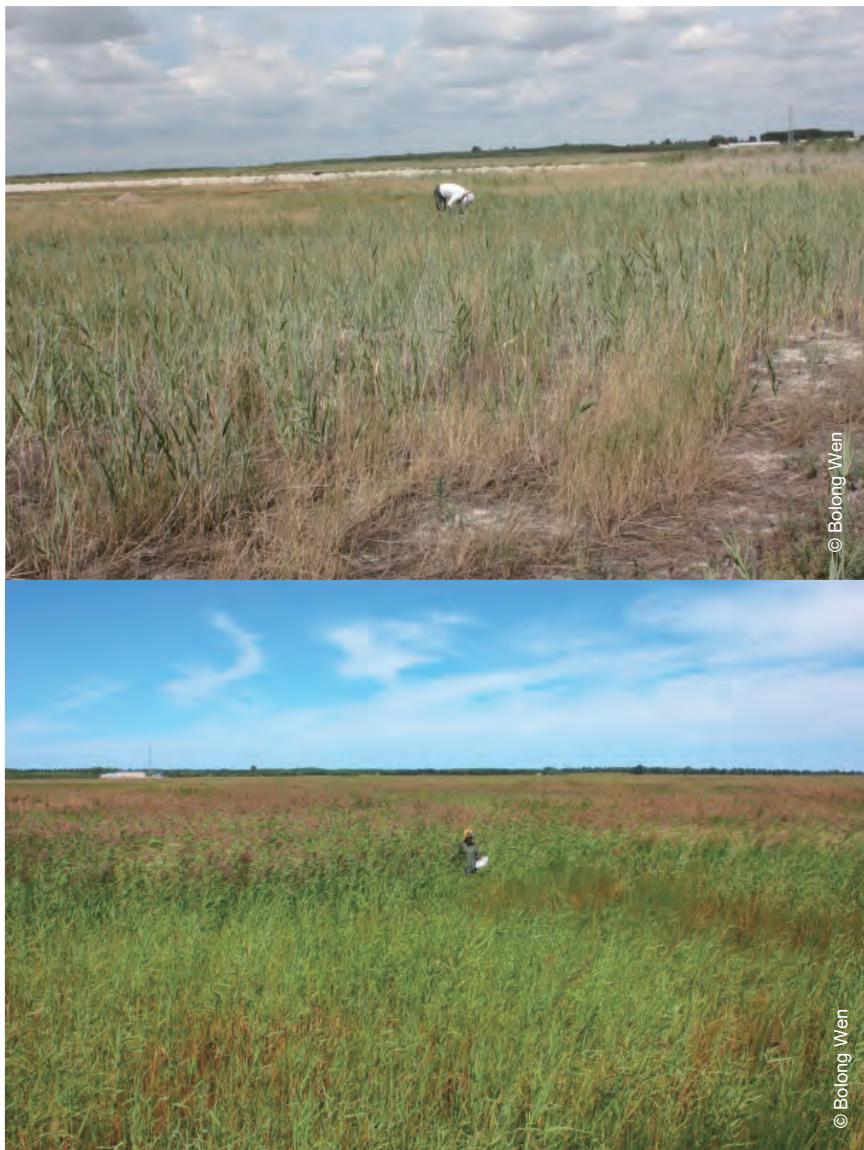
| 障礙 | 有 / 無 | |
|----------------|-------|--|
| 生物物理 | 有 | 很難將衰退的濕地修復到自然狀態，因為修復是一個長期的過程，大規模的環境或氣候可能會改變（Moreno-Mateos et al., 2012）。 |
| 文化 | 有 | 根據公眾對自然環境的重視程度（Zhu et al., 2016），提高公眾意識可以成為促進支援濕地修復的有用策略（Scholte et al., 2016）。 |
| 社會 | 有 | 城市擴張、農業、養殖漁業和工業發展是濕地損失的主要原因，它們可能會阻礙濕地的復原（Zedler and Kercher, 2005），尤其是在發展中國家，發展和生態保護之間的衝突更加突出（Marambanyika and Beckedahl, 2016）。 |
| 經濟 | 有 | 濕地復原可能導致土地擁有者經濟損失，因為衰退的濕地上原有的生產活動不得不停止。土地或收入的損失會降低土地擁有者參與濕地修復的意願（Zhu et al., 2016）。 |
| 機構 | 有 | 在一些地區，土地擁有權，如私人土地擁有權，可能是濕地復原的障礙，因為濕地修復需要土地擁有者的支持（Marambanyika and Beckedahl, 2016; Zhu et al., 2016）。 |
| 法律 (土地權利) | 有 | 不完整的環境保護法和土地法，以及立法的執行不力，可能會影響修復，因為當缺乏法律支援時，修復計畫可能難以進行（Marambanyika and Beckedahl, 2016）。 |
| 知識 | 有 | 濕地修復需要專業的知識來評估生態系統的條件、首選的措施以及潛在的影響和風險（Zhu et al., 2016）。 |
| 其他 | 有 | 有些濕地可能難以復原，例如：嚴重汙染的濕地，嚴重影響植物生長，以及因海平面上升而失去的沿海濕地（Zedler, 2004）。 |

實例照片



照片 14. 中國三江平原七星河國家自然保護區的濕地復育計畫

左圖為復育前的耕地濕地（2014 年），該濕地已被開墾為玉米地約 30 年。右圖為復育後的濕地（2018 年）。復育措施包括透過移除溝渠和瓦線來重新灌水。修復後的濕地區域蘆葦 (*Phragmites australis*) 和薹草屬 (*Carex*) 物種為主。



照片 15. 中國松嫩平原牛心島國家濕地公園的濕地復育計畫

左圖為修復前的衰退濕地（2010年）。右圖為復育後的濕地（2013年）。復育方法包括補充水分，同時促進植物的生長和繁殖，如耙地和植物（或根莖）移植。復育後的濕地以蘆葦 (*Phragmites australis*) 為主。

表 40. 第 4 冊和第 6 冊中的相關案例研究

| 標題 | 地區 | 研究時間 (年) | 冊數 | 案例研究 編號 |
|-----------------------|----|-------------|----|------------|
| 北美洲中部草原濕地的土壤有機 碳保存 | 北美 | 多個時間段 | 6 | 19 |
| 美國紐約市都市潮汐濕地的沼澤 地維護 | 北美 | 100 | 6 | 31 |

參考文獻

- Audet, J., Zak, D., Bidstrup, J. & Hoffmann, C.C.** 2020. Nitrogen and phosphorus retention in Danish restored wetlands. *Ambio*, 49(1): 324-336. <https://doi.org/10.1007/s13280-019-01181-2>
- Badiou, P., McDougal, R., Pennock, D. & Clark, B.** 2011. Greenhouse gas emissions and carbon sequestration potential in restored wetlands of the Canadian prairie pothole region. *Wetlands Ecology and Management*, 19(3): 237–256. <https://doi.org/10.1007/s11273-011-9214-6>
- Burden, A., Garbutt, A. & Evans, C.D.** 2019. Effect of restoration on saltmarsh carbon accumulation in Eastern England. *Biology Letters*, 15(1): 20180773. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2018.0773>
- Carnell, P.E., Windecker, S.M., Brenker, M., Baldock, J., Masque, P., Brunt, K. & Macreadie, P.I.** 2018. Carbon stocks, sequestration, and emissions of wetlands in south eastern Australia. *Global Change Biology*, 24(9): 4173-4184. <https://doi.org/10.1111/gcb.14319>
- Chen, Q.F., Guo, B.B., Zhao, C.S. & Xing, B.X.** 2018. Characteristics of CH₄ and CO₂ emissions and influence of water and salinity in the Yellow River delta wetland, China. *Environmental Pollution*, 239: 289-299. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.04.043>
- Crooks, S., Herr, D., Tamelander, J., Laffoley, D. & Vandever, J.** 2011. Mitigating climate change through restoration and management of coastal wetlands and near-shore marine ecosystems : Challenges and opportunities. Washington, DC. (also available at:
<https://openknowledge.worldbank.org/handle/10986/18318>)
- Daniel, D.W., Smith, L.M. & McMurry, S.T.** 2017. Effects of sediment removal and surrounding land use on carbon and nitrogen storage in playas and watersheds in the Rainwater Basin region of Nebraska. *Soil and Tillage Research*, 174: 169-176. <https://doi.org/10.1016/j.still.2017.07.001>
- Doherty, J.M., Callaway, J.C. & Zedler, J.B.** 2011. Diversity-function relationships changed in a long-term restoration experiment. *Ecological Applications*, 21(6): 2143-2155. <https://doi.org/10.1890/10-1534.1>
- Ducks Unlimited Canada.** 2020. Our work, impact areas, Wetlands. [online]. [Cited 28 October 2020]. <https://www.ducks.ca/our-work/wetlands/>
- Gleason, R.A., Tangen, B.A., Browne, B.A. & Euliss, N.H.** 2009. Greenhouse gas flux from cropland and restored wetlands in the Prairie Pothole Region. *Soil Biology & Biochemistry*, 41(12): 2501-2507. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2009.09.008>
- Hodge, I. & McNally, S.** 2000. Wetland restoration, collective action and the role of water management institutions. *Ecological Economics*, 35(1): 107-118. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(00\)00171-3](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(00)00171-3)
- Johnston, S.G., Burton, E.D., Aaso, T. & Tuckerman, G.** 2014. Sulfur, iron and carbon cycling following hydrological restoration of acidic freshwater wetlands. *Chemical Geology*, 371: 9-26. <https://doi.org/10.1016/j.chemgeo.2014.02.001>
- Li, W., Dou, Z., Cui, L., Zhao, X., Zhang, M., Zhang, Y., Gao, C., Yang, Z., Lei, Y. & Pan, X.** 2020. Soil fauna diversity at different stages of reed restoration in a lakeshore wetland at Lake Taihu, China. *Ecosystem Health and Sustainability*, 6(1): 1722034. <https://doi.org/10.1080/20964129.2020.1722034>

Li, X.R., Xiao, Y.P., Ren, W.W., Liu, Z.F., Shi, J.H. & Quan, Z.X. 2012. Abundance and composition of ammonia-oxidizing bacteria and archaea in different types of soil in the Yangtze River estuary. *J Zhejiang Univ Sci B*, 13(10): 769-782. <https://doi.org/10.1631/jzus.B1200013>

Luo, Z., Deng, L. & Yan, C. 2015. Soil erosion under different plant cover types and its influencing factors in Napahai Catchment, Shangri-La County, Yunnan Province, China. *International Journal of Sustainable Development and World Ecology*, 22(2): 135-141. <https://doi.org/10.1080/13504509.2014.924448>

Ma, M., Zhou, X., Ma, Z. & Du, G. 2012. Composition of the soil seed bank and vegetation changes after wetland drying and soil salinization on the Tibetan Plateau. *Ecological Engineering*, 44: 18-24. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.03.017>

Marambanyika, T. & Beckedahl, H. 2016. The missing link between awareness and the implementation of wetland policy and legislation in communal areas of Zimbabwe. *Wetlands Ecology and Management*, 24(5): 545-563. <https://doi.org/10.1007/s11273-016-9486-y>

McLaughlin, D.L. & Cohen, M.J. 2013. Realizing ecosystem services: wetland hydrologic function along a gradient of ecosystem condition. *Ecological Applications*, 23(7): 1619-1631. <https://doi.org/10.1890/12-1489.1>

Meli, P., Rey Benayas, J.M., Balvanera, P. & Martinez Ramos, M. 2014. Restoration enhances wetland biodiversity and ecosystem service supply, but results are context-dependent: a meta-analysis. *Plos One*, 9(4): e93507. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0093507>

Moreno-Mateos, D., Power, M.E., Comin, F.A. & Yockteng, R. 2012. Structural and functional loss in restored wetland ecosystems. *Plos Biology*, 10(1):e1001247. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.1001247>

Nadeau, C.P. & Conway, C.J. 2015. Optimizing water depth for wetland-dependent wildlife could increase wetland restoration success, water efficiency, and water security. *Restoration Ecology*, 23(3):292-300. <https://doi.org/10.1111/rec.12180>

Olsson, L., Ye, S., Yu, X., Wei, M., Krauss, K.W. & Brix, H. 2015. Factors influencing CO₂ and CH₄ emissions from coastal wetlands in the Liaohe Delta, Northeast China. *Biogeosciences*, 12(16): 4965-4977. <https://doi.org/10.5194/bg-12-4965-2015>

Renzi, J.J., He, Q. & Silliman, B.R. 2019. Harnessing positive species interactions to enhance coastal wetland restoration. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 7: 131. <https://doi.org/10.3389/fevo.2019.00131>

Scholte, S.S.K., Todorova, M., van Teeffelen, A.J.A. & Verburg, P.H. 2016. Public support for wetland restoration: what is the link with ecosystem service values? *Wetlands*, 36(3): 467-481. <https://doi.org/10.1007/s13157-016-0755-6>

Smith, C.S., Serra, L., Li, Y.C., Inglett, P. & Inglett, K. 2011. Restoration of disturbed lands: the Hole-in-the-Donut restoration in the Everglades. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 41: 723-739. <https://doi.org/10.1080/10643389.2010.530913>

- Song, Y.Y., Song, C.C., Yang, G.S., Miao, Y.Q., Wang, J.Y. & Guo, Y.D.** 2012. Changes in labile organic carbon fractions and soil enzyme activities after marshland reclamation and restoration in the Sanjiang Plain in Northeast China. *Environmental Management*, 50(3): 418-426. <https://doi.org/10.1007/s00267-012-9890-x>
- Su, H., Guo, P., Zhang, Y., Deng, J., Wang, M., Sun, Y. & Wu, Y.** 2019. Effects of planting patterns on the concentration and bioavailability of heavy metals in soils during wetland restoration. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 16(2): 853-864. <https://doi.org/10.1007/s13762-018-1724-9>
- Suir, G.M., Sasser, C.E., DeLaune, R.D. & Murray, E.O.** 2019. Comparing carbon accumulation in restored and natural wetland soils of coastal Louisiana. *International Journal of Sediment Research*, 34(6): 600-607. <https://doi.org/10.1016/j.ijsrc.2019.05.001>
- Tangen, B.A., Finocchiaro, R.G. & Gleason, R.A.** 2015. Effects of land use on greenhouse gas fluxes and soil properties of wetland catchments in the Prairie Pothole Region of North America. *Science of the Total Environment*, 533: 391-409. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.06.148>
- Thi, T.D. & Minh, D.D.** 2019. Riverbank stability assessment under river water level changes and hydraulic erosion. *Water*, 11(12): 2598. <https://doi.org/10.3390/w11122598>
- Villa, J.A. & Bernal, B.** 2018. Carbon sequestration in wetlands, from science to practice: An overview of the biogeochemical process, measurement methods, and policy framework. *Ecological Engineering*, 114: 115-128. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.06.037>
- Wang, G., Wang, M., Lu, X. & Jiang, M.** 2015. Effects of farming on the soil seed banks and wetland restoration potential in Sanjiang Plain, Northeastern China. *Ecological Engineering*, 77: 265-274. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.01.039>
- Wang, H., Wang, R.Q., Yu, Y., Mitchell, M.J. & Zhang, L.J.** 2011. Soil organic carbon of degraded wetlands treated with freshwater in the Yellow River Delta, China. *Journal of Environmental Management*, 92(10): 2628-2633. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.05.030>
- Wang, X., Zhang, D., Guan, B., Qi, Q. & Tong, S.** 2017. Optimum water supplement strategy to restore reed wetland in the Yellow River Delta. *Plos One*, 12(5): e0177692. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0177692>
- Xu, S., Liu, X., Li, X. & Tian, C.** 2019. Soil organic carbon changes following wetland restoration: A global meta-analysis. *Geoderma*, 353: 89-96. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.06.027>
- Xu, S., Sheng, C. & Tian, C.** 2020. Changing soil carbon: influencing factors, sequestration strategy and research direction. *Carbon Balance and Management*, 15(1): 2. <https://doi.org/10.1186/s13021-020-0137-5>
- Xu, S., Zhang, B., Ma, L., Hou, A., Tian, L., Li, X. & Tian, C.** 2017. Effects of marsh cultivation and restoration on soil microbial communities in the Sanjiang Plain, Northeastern China. *European Journal of Soil Biology*, 82: 81-87. <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2017.08.010>

Zedler, J.B. 2004. Compensating for wetland losses in the United States. *Ibis*, 146: 92-100.
<https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2004.00333.x>

Zedler, J.B. & Kercher, S. 2005. Wetland resources: Status, trends, ecosystem services, and restorability. *Annual Review of Environment and Resources*, 30: 39-74.
<https://doi.org/10.1146/annurev.energy.30.050504.144248>

Zhu, H., Guan, Z. & Wei, X. 2016. Factors influencing farmers' willingness to participate in wetland restoration: evidence from China. *Sustainability*, 8(12): 1325. <https://doi.org/10.3390/su8121325>

濕地

重要濕地生態系統

泥炭地

11. 保護原始泥炭地和避免泥炭地的流失

Laura Villegas¹, Felix Beer², Maria Nuutinen¹, Kai Milliken¹

¹ Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome, Italy
聯合國糧食及農業組織 (FAO)

² University of Greifswald, partner in the Greifswald Mire Centre, Greifswald, Germany
德國格賴夫斯瓦爾德大學 · 與格賴夫斯瓦爾德沼澤研究中心合作

1. 措施說明

保護泥炭地，特別是避免排水區，意味著要避免一切破壞自然生態系統功能的行為。排水、施肥、砍樹、刀耕火種、基礎設施建設（如修建道路、小徑）等活動，可能會導致自然水位的降低，導致土壤有機碳透過有氧降解及在水中溶解而損失（溶解有機碳）。泥炭層的退化會導致對土地的負面影響，造成沉降（即泥炭表面的降）、溫室氣體排放並降低生態區對氣候變化的韌性（見熱點：泥炭地）。為了保護泥炭地，必須繪製泥炭地圖、制定管理和監測計劃並確保當地居民能夠獲得不威脅泥炭地的生計來源。知曉泥炭沉積的位置、範圍和碳儲量，以及瞭解它們提供的生態系統功能（見下文第 3 和第 4 節）是建立合適的保護策略之必要步驟。保護通常是一種非常具有成本效益的土地使用管理選擇（Joosten, Tapio-Biström and Tol, 2012），它允許一系列非侵入性的生計發展活動（例如，採集漿果、生產蜂蜜、纖維、飼料、小規模牲畜飼養或發展非退化性生態旅遊）。

2. 適用範圍

原始泥炭地出現在 160 多個國家（見熱點：泥炭地），目前許多倡議正在努力繪製地圖和評估泥炭地（FAO, 2020）。越來越多的國家有興趣瞭解其泥炭地的實際位置和範圍，並開發出永續、無排水的生計方案。泥炭地評估是作為其避免流失的起始，就為了使泥炭地保育可更加被理解。保育的管理措施應該應用於全球所有的原始泥炭地，特別且最緊要的是在泥炭地排水和植被清除壓力大的地區。

保持泥炭地的水文條件和養分狀況應該是避免土壤有機碳損失的目標。為了實現此一目標，保持典型的生物群落、自然演替以及地景中泥炭地之間的聯繫至為關鍵，但另一方面，應避免排水和養分的流失。然而，針對泥炭地的情況和威脅的分析可以更好地瞭解保護活動的優先順序。在某些情況下，生態旅遊和非木材產品的開採可以與保護和復育的目的相容，同時有助於建立促進保護的獎勵機制。

3. 對土壤有機碳庫存的衝擊

泥炭地保護保持了泥炭中的土壤有機碳，避免了人為溫室氣體的排放並保全了因長期泥炭累積而產生的碳固存。在全球，接近原始狀態的泥炭地面積超過 300 萬平方公里，估計每年可在土壤中固存 3.7 億噸的二氧化碳。同樣，全世界正在退化的泥炭地估計每年排放 13 億噸的二氧化碳，至少相當於全球人為二氧化碳排放量的 5% (IPCC, 2014)。如果泥炭地得到保護並避免排水，估計有 3360~6440 億噸的土壤有機碳可以保存在泥炭土中。泥炭通常以每年一公厘的速度緩慢累積，這使得泥炭地成為緩慢的碳匯。此外，泥炭地維護土壤有機碳的潛力在於避免儲存的碳被排放，而非每年的固碳效率，除非在長時間的尺度這才會被考慮 (Soares et al., 2015; Donato et al., 2011)。

4. 該措施的其他效益

4.1. 改善土壤性質

避免原始泥炭地的排水有助於土地穩定、養分平衡、土壤生物多樣性和水分境況，使泥炭有辦法不斷累積土壤有機碳。

4.2. 最小化對土壤功能的威脅

表 41. 土壤威脅

| 土壤威脅 | |
|-----------|---|
| 土壤侵蝕 | 避免排水、保護泥炭層和原始植被是避免泥炭侵蝕的關鍵。原始泥炭地可以調節水的逕流，而乾燥和裸露的泥炭則暴露在氧化作用下，很容易被侵蝕，即使在平坦的地區，也會造成地表快速降低（土地損失或沉降）、水和碳的損失（Joosten, 2015）。 |
| 養分的失衡和循環 | 完整的泥炭地保留了養分，並有助於淨化地表水（Succow and Joosten, 2001）。 |
| 土壤鹽化和鹹化 | 受保護的沿海泥炭沼澤可作為鹽水和淡水系統之間的緩衝區，防止鹽水侵入沿海土地（Silvius, Joosten and Opdam, 2008）和鄰近土地的最終損失（Joosten, 2015）。 |
| 土壤沾染 / 污染 | 完整的泥炭地可以留存汙染物，並有助於過濾和淨化地表水（Wichtmann, Schröder and Joosten, 2016）。 |
| 土壤酸化 | 取決於泥炭地類型：雨養泥炭地（ombrotrophic peatlands）已經是酸性的（Succow and Joosten, 2001）。 |
| 土壤生物多樣性損失 | 保持酸鹼值、土壤有機碳（Mandic-Mulec et al., 2014）、植物覆蓋和泥炭的特定物理化學特徵（Opelt et al., 2007）可能是微生物群落組成的決定因素。 |
| 土壤壓實 | 當泥炭地潮濕時，可以避免土壤分解和礦化造成的壓實。 |
| 土壤水分管理 | 完整的泥炭地有獨特而脆弱的土壤水分境況（Domman, Couwenberg and Joosten, 2010）。維持自然型態可以防止不可逆的乾燥—當泥炭土暴露在長期且密集的排水時，泥炭會變得疏水。當泥炭土的保水能力減弱時，它很難再回復濕潤和復育。與潮濕的泥炭土相比，達到這個階段的泥炭會失去持保水能力（高達 40~75%）（Andriesse, 1988）。 |

4.3. 產量增加（如食物、燃料、飼料、木材）

雖然應該防止密集的生產活動，但一些與非木材產品的提取有關的自給性和創收活動（income-generating activities）（如蜂蜜），以及其他活動（如捕魚和狩獵），可以與保護活動相容。事實上，在許多情況下，受保護的泥炭地可以確保當地的糧食安全，並可以調節泥炭地以外的下游生產基地的灌溉用水。

4.4. 緩解和適應氣候變遷

泥炭地保護和避免排水直接有助於減緩氣候變化，並提高適應能力。防止排水或其他活動所造成的乾燥化，可以避免因退化和火災造成新的溫室氣體排放。它還可以使被保護的泥炭地保護沿海地區免於受到極端氣候事件的影響，同時調節水的供應，減少集水區的火災風險（見本手冊第2冊的「泥炭地」熱點）。

4.5. 社會經濟效益

泥炭地保護和避免排水是管理泥炭地最具成本效益的方法，可以降低泥炭地退化的社會和氣候成本（Joosten et al., 2012）。這些活動可確保提供支援經濟和人類福祉的生態系統服務（見本手冊第2冊的「泥炭地」熱點）。

5. 該措施的潛在缺點

5.1. 溫室氣體排放量增加

未知。原始泥炭地是氣候中性，在大多數情況下是緩慢的碳匯（見上文第3節對土壤有機碳固存的影響）。保護也會使泥炭地不那麼容易受到乾燥和其他氣候變化的影響，有助於減少非人類活動產生的溫室氣體（Swindles et al., 2019）。

5.2. 與其他措施的衝突

保護及避免泥炭地排水使在泥炭地上建立其他措施的選擇減少，除了在某些情況下的生態旅遊和小規模的非木材產品開採（Crump, 2017）。然而，為保護和避免排水在地景中的長期利益、生態系統功能的提供以及減少對社區環境的風險，這麼做是有正當性的。

5.3. 產量減少（如食物、燃料、飼料、木材）

在短期內，保護原始泥炭地意味著減少泥炭地的退化，和轉變為以排水為基礎生產系統（如油棕櫚、木材人工林等）。密集的連作農業措施導致長期的土地損失和退化、破壞了生態系統功能、增加了溫室氣體排放，以及包括周邊社區的地景適應能力喪失。考慮到泥炭地只佔地球表面的 3%，避免將這些土地作為生產區，將確保長期的生態系統功能和對所在地區的長期正向影響。

6. 實行該措施前的建議

泥炭地的位置和邊界應在土地使用規劃圖中明確劃定：

- ◆ 每塊泥炭地應被視為一個水文單位，這意味著將泥炭地一部分的水排出，就會影響整個泥炭地的地下水位。因此，管理措施應針對整個泥炭地實體，以獲得生物多樣性或碳保存方面的最大利益。應優先保持高水位，以保護泥炭土中的土壤有機碳，同時注意到泥炭地區域外的地景水文變化可能會影響泥炭地的水文狀況。
- ◆ 泥炭地植被的保護對於確保泥炭的形成、從而確保長期的碳儲存非常重要。
- ◆ 由於泥炭地與生態系統服務、水文學以及周圍社區和地景的適應能力相關，應將其排除在以排水為基礎的活動之外，即留作保護區。

7. 採用該措施的潛在障礙

表 42. 採用該措施的潛在障礙

| 障礙 | 有 / 無 | |
|----------------|-------|---|
| 生物物理 | 有 | 由於氣候變化和土地覆蓋的變化，如砍伐森林，導致降雨量的潛在變化。 |
| 文化 | 有 | 與傳統和文化的土地使用措施相衝突，包括為生產 / 開採而排水。 |
| 社會 | 有 | 社會對禁止 / 限制泥炭地活動的接受程度；社會對不同保育干預措施的看法 (Harrison et al., 2019)。 |
| 經濟 | 有 | 產生短期收入，但卻導致長期重大損失的活動產生衝突 (Harrison et al., 2019)。 |
| 機構 | 有 | 缺乏資金和獎勵措施來促進保育，而不是以排水為基礎的替代方案 (Harrison et al., 2019)。 |
| 法律 (土地權利) | 有 | 濕地的法律地位和對不同地區和活動的責任經常區分不明確，不明確的法律及執法不力產生衝突 (Harrison et al., 2019)。 |
| 知識 | 有 | 缺乏評估保育工作效果的相關數據，如：保育潛力、火災影響、每個泥炭地類型、具體動態位置和特點等的數據和知識 (Harrison et al., 2019)。 |
| 其他：以排水為基礎的生計 | 有 | 以排水為基礎的泥炭地管理，如放牧、耕種、植栽和林業活動，往往阻礙了自然地下水位的保育和維持 (FAO, 2012)。 |

參考文獻

- Andriesse, J.P.** 1988. Irreversible drying. In J.P. Andriesse (Ed.) *Nature and management of tropical peat soils*. pp. 27. FAO Soils Bulletin 59. Rome, Italy.
- Crump, J.** 2017. *Smoke on water – Countering global threats from peatland loss and degradation*. United Nations Environment Programme and GRID-Arendal. Nairobi and Arendal.
- Dommain, R., Couwenberg, J. & Joosten, H.** 2010. Hydrological self-regulation of domed peatlands in south-east Asia and consequences for conservation and restoration. *Mires and Peat*, 6(05): 1–17.
- Donato, D., Kauffman, J., Murdiyarso, D., Kurnianto, S., Stidham, M. & Kanninen, M.** 2011. Mangroves among the most carbon-rich forests in the tropics. *Nature Geoscience*, 4: 293–297. <https://doi.org/10.1038/ngeo1123>
- FAO.** 2020. *Peatlands mapping and monitoring – Recommendations and technical overview*. Rome, Italy. (also available at: <http://www.fao.org/3/CA8200EN/CA8200EN.pdf>)
- FAO.** 2012. *Peatlands – guidance for climate change mitigation through conservation, rehabilitation and sustainable use*. Rome, Italy. (also available at: <http://www.fao.org/3/an762e/an762e.pdf>)
- Harrison, M.E., Ottay, J.B., D'Arcy, L.J., Cheyne, S.M., Anggodo, Belcher, C., Cole, L., Dohong, A., Ermiasi, Y., Feldpausch, T., Gallego-Sala, A., Gunawan, A., Höing, A., Husson, S.J., Kulu, I.P., Soebagio, S.M., Mang, S., Mercado, L., Morrogh-Bernard, H.C., Page, S.E., Priyanto, R., Capilla, B.R., Rowland, L., Santos, E.M., Schreer, V., Sudiana, I.N., Taman, S.B.B., Thornton, S.A., Upton, C., Wich, S.A. & Veen, F.J.F. van.** 2020. Tropical forest and peatland conservation in Indonesia: Challenges and directions. *People and Nature*, 2(1): 4–28. <https://doi.org/10.1002/pan3.10060>
- IPCC.** 2014. *2013 Supplement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Wetlands*. T. Hiraishi, T. Krug, K. Tanabe, N. Srivastava, B. Jamsranjav, M. Fukuda & T. Troxler (Eds.) Switzerland.
- Joosten, H., Tapiro-Biström, M. & Tol, S.** 2012. *Peatlands – guidance for climate change mitigation through conservation, rehabilitation and sustainable use*. FAO and Wetlands International. Rome, Italy. (also available at: <http://www.fao.org/3/an762e/an762e.pdf>)
- Joosten, H.** 2015. Peatlands, climate change mitigation and biodiversity conservation. Policy brief for the Nordic Council of Ministers. Copenhagen, Denmark. (also available at: https://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/library/ny_2._korrektur_anp_peatland.pdf)
- Mandic-Mulec, I., Ausec, L., Danevcic, T., Levicnik-Höfferle, S., Jerman, V. & Kraigher, B.** 2014. Microbial Community Structure and Function in Peat Soil. *Food Technol. Biotechnol.*, 52(2): 180–187.
- Opelt, K., Berg, C., Schonman, S., Eberl, L. & Berg, G.** 2007. High specificity but contrasting biodiversity of Sphagnum-associated bacterial and plant communities in bog ecosystems independent of the geographical region. *ISMEJ*, 1(6): 502–516. <https://doi.org/10.1038/ismej.2007.58>

Silvius, M.J., Joosten, H. & Opdam, S. 2008. Peatlands and people. In F. Parish, A. Sirin, D. Charman, H. Joosten, T. Minayeva, M.J. Silvius & L. Stringer (Eds.) *Assessment on Peatlands, Biodiversity and Climate Change: Main Report*. pp. 20–28. Global Environment Centre and Wetlands International. Wageningen, the Netherlands. (also available at:
http://www.imcg.net/media/download_gallery/books/assessment_peatland.pdf)

Soares, P., Zuchello, F., Anjos, L., Pereira, M. & Oliveira, A. 2015. Soil attributes and C and N variation in histosols under different agricultural usages in the state of Rio de Janeiro, Brazil. *Bioscience Journal*, 31: 1349–1362. <https://doi.org/10.14393/BJ-v31n5a2015-26365>

Swindles, G.T., Morris, P.J., Mullan, D.J., Payne, R., Roland, T., Amesbury, M.J., Lamentowicz, M., Turner, E., Gallego-Sala, A., Sim, T., Barr, L.D., Blaauw, M., Blundell, A., Chambers, F.M., Charman, D.J., Feurdean, A., Galloway, J.M., Gałka, M., Green, S.M., Kajukalo, K., Karofeld, E., Korhola, A., Lamentowicz, L., Langdon, P., Marcisz, K., Mauquoy, D., Mazei, Y.A., McKeown, M.M., Mitchell, E.A.D., Novenko, E., Plunkett, G., Roe, H.M., Schoning, K., Sillasoo, Ü., Tsyganov, A.N., van der Linden, M., Välijanta, M. & Warner, B. 2019. Widespread drying of European peatlands in recent centuries. *Nature Geosciences*, 12: 922–928. <https://doi.org/10.1038/s41561-019-0462-z>

Succow, M. & Joosten, H. 2001. *Landschaftsökologische Moorkunde, 2nd edition [Landscape ecology of mires]*. Schweizerbart. Stuttgart, Germany.

Wichtmann, W., Schröder, C. & Joosten, H. 2016. *Paludiculture – productive use of wet peatlands*. Schweizerbart Science Publishers. Stuttgart, Germany

濕地

重要濕地生態系統

泥炭地

12. 泥炭地的復育

Felix Beer¹, Laura Villegas², Maria Nuutinen², Fahmuddin Agus³

¹ University of Greifswald, partner in the Greifswald Mire Centre, Germany
德國格賴夫斯瓦爾德大學 · 與格賴夫斯瓦爾德沼澤研究中心合作

² Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy
聯合國糧食及農業組織 (FAO)

³ Indonesian Soil Research Institute, Bogor, Indonesia
印尼土壤研究所

1. 措施說明

退化的泥炭地復育包含兩個同樣重要的步驟：(1) 泥炭地的復濕；以及(2)如果需要，用具有理想經濟可行性的泥炭生成物種重新植被 (FAO, 2014, 2020)。

復濕包括提高乾涸泥炭地整個水文單位的年平均地下水位，最理想是回到表面水位 (Jauhainen, Page and Vasander, 2016; Tannenberger et al., 2020)。這樣缺氧的土壤條件將可重新建立，並最小化泥炭進一步氧化的可能性，也減少了沉降² (Jauhainen, Page and Vasander, 2016)、減少因土壤有機碳損失而產生的溫室氣體排放 (Günther et al., 2020; Wakhid et al., 2017) 及減少有機碳溶於水中 (溶解有機碳)。此外，透過復育，泥炭火災的風險被降到最低。為了取得有效的結果，並遵循《濕地公約補註》(Wetland Supplement) (IPCC, 2014) 的溫室氣體減排方法，整個泥炭地的水文單位需要復濕。復濕的方法是：

- ◆ 堵塞排水渠和溝渠（例如，用現場收集的泥炭）；
- ◆ 提高圍堰，像是「水壩」或「運河堵塞」和水閘的溢流高度；
- ◆ 在水道中建立和允許障礙物（樹木、岩石、植被生長、海狸壩）；
- ◆ 拆除地下排水管；
- ◆ 減少泥炭地中因樹木生長造成的蒸發散作用（僅在原本無樹的泥炭地）；

² 沉降是泥炭壓實和氧化造成地表降低（可參閱 FAO, 2020）

- ◆ 建立具有較高水位的水文緩衝區；
- ◆ 和 / 或在低窪的沿海泥炭地地區，如荷蘭的「圩田³」（ polder ），它們受到堤壩或其他人工障礙物的保護，並透過主動抽水進行排水，抽水必須被減少以達到接近表面水位（ Couwenberg, 2018 ）。

重新植被（ revegetation ）是指重新建立適應潮濕土壤條件的植被。重新植被可以透過天然更新或主動播種，並種植本地濕地植物來實現（ FAO, 2014, 2020 ）。復濕（ rewetting ）解決了排水的負面影響，而重新植被則有助於調節水平衡，是泥炭地復育的必要條件，並有可能再次成為碳匯。

2. 適用範圍

復育泥炭地的理由越來越多，包括實現泥炭地的生物多樣性和 / 或復育水的調節和其他生態系統功能，如避免溫室氣體排放和其他碳損失（ FAO, 2014 ）。復育泥炭土以保存土壤有機碳的潛力和需求已經在退化的寒帶、亞北極、溫帶以及熱帶泥炭地中發展（ Joosten, Tanneberger and Moen, 2017; Giesen and Nirmala, 2018 ）。

3. 對土壤有機碳庫存的衝擊

泥炭土由部分保存下來的死亡植物組織組成，這些物質通常是在數千年中累積起來的，以平均每年在溫帶和寒帶地區 0.5~1 公厘，在熱帶地區高達 2.5 公厘（ Page et al., 2010 ）之速率累積。原生泥炭地物種植被⁴ 的覆蓋對重建土壤有機碳和復育泥炭累積至關重要（ Jauhainen, Page and Vasander, 2016 ）。也就是說，泥炭土中的碳固存是一個緩慢的過程，需要好幾個世紀。當 IPCC 的《濕地公約補註》出版時（ 2014 ），當中缺乏關於泥炭地復濕後幾年或幾十年的土壤碳固存率的數據（ IPCC, 2014 ）。然而，最近一項來自溫帶氣候的研究表明，復育後泥炭地的碳匯功能可以達到每年每公頃約一噸碳，視植被和水文系統而定（ Swenson et al., 2019 ）。

³ 域田是一片低窪地帶，形成一個人工的水文實體，由通常被稱為「堤壩」的護岸圍。在圩田區，需要透過長期抽水來人為保持低地下水水位。

⁴ 要注意的是：只有在由於土壤種子庫被燒毀，或距離有地方性濕地植被的泥炭地區域超過五公里而無法實現自然植物再生時，才有必要進行重新植被（包括重新種植）（可參閱 FAO, 2020 ）

4. 該措施的其他效益

4.1. 改善土壤性質

泥炭地的復育對土壤性質有正向的影響。儘管重新生長的土壤植被的導水率增加 (Wallage and Holden, 2011)，但因為儲水能力增加，與沒有進行復育的泥炭地相比，復育後泥炭地的水逕流可以減少 25% (Shantz and Price, 2006)。容積密度的降低增加了水和養分的流動，減少了土壤水分的波動，並防止土壤侵蝕 (Wichtmann et al., 2016)。然而，排水前的水文和土壤條件的建立必然發生在與泥炭形成本身相似的時間軸上，在某些情況下，由於現場條件的改變，復育工作永遠不會達到排水前的原始狀態。

4.2. 最小化對土壤功能的威脅

表 43. 土壤威脅

| 土壤威脅 | |
|-----------|--|
| 土壤侵蝕 | 透過封鎖運河和管理放牧，將地表水逕流造成的侵蝕降到最低。裸露泥炭的風蝕透過永久性植被覆蓋降到最低 (Wichtmann, Schröder and Joosten, 2016)。 |
| 養分的失衡和循環 | 復育後的泥炭地可以重新獲得養分保留和水淨化功能 (Succow and Joosten, 2001)。 |
| 土壤鹽化和鹼化 | 在沿海地區：泥炭地的復育可以阻止沉降，並可以防止鹽水入侵 (saltwater intrusion) 和 / 或洪水 (Hooijer et al., 2015)。 |
| 土壤沾染 / 污染 | 泥炭地可以作為水的過濾系統，並可能保留養分和過濾汙染物。 |
| 土壤酸化 | 取決於泥炭地的類型：雨養泥炭地已經是酸性的 (Succow and Joosten, 2001)。酸性硫酸鹽泥炭土的復濕可以減少酸化的風險 (Wösten et al., 2006)。 |
| 土壤生物多樣性損失 | 非泥炭地土壤生物 (蚯蚓、鼴鼠、齧齒動物) 的流失是成功復育泥炭地的一個正向指標。 |
| 土壤壓實 | 土壤分解和礦化造成的去壓實、濕地植物的建構重新創造了具低容積密度原始表土狀態及高導水度等特點 (Wichtmann, Schröder and Joosten, 2016)。 |

| 土壤威脅 | |
|--------|--|
| 土壤水分管理 | 復育的泥炭地與濕地植被可以自我調節水的逕流，並提供水文緩衝的功能（Dommain, Couwenberg and Joosten, 2010; Wallage and Holden, 2011）。 |

4.3. 產量增加（如食物、燃料、飼料、木材）

復濕為濕地植物的生長創造了條件並可用於某些目的：能源生產、手工藝和建築材料的纖維、飼料、園藝基質（Wichtmann, Schröder and Joosten, 2016），也可用於食物（Giesen and Nirmala, 2018）。生產力雖取決於物種和場地特徵，但與慣行以排水為基礎的農業相比，仍可以算很高（Zerbe et al., 2013）。

4.4. 緩解和適應氣候變遷

泥炭地的復濕可立即將二氧化碳的排放降至最低（Carlson et al., 2015; Couwenberg, 2018）。在復濕後的前幾年，甲烷排放可能會增加（Günther et al., 2020）。全球暖化模型顯示了排水泥炭地的二氧化碳和氧化亞氮〔長生命週期溫室氣體（long-lived GHGs）〕排放與復濕的泥炭地增加的甲烷〔短生命週期溫室氣體（short-lived GHGs）〕排放之間的潛在權衡，並表明復濕將大大減少這些生態系統在未來幾十年的全球暖化潛勢（global warming potential, GWP）（Günther et al., 2020; Wilson et al., 2016；圖6）。因此，現在對全球所有或一半的泥炭地進行復濕，將比以後復濕或永不復濕的泥炭地更能減少全球變暖（Günther et al., 2020）。

如果將地下水位完全復育到表面水位是不可行的（例如，由於經濟限制），則部分復濕，例如在印尼和馬來西亞的排水泥炭地所應用的那樣，可以減少土壤有機碳損失和火災風險，雖無法解決但因此部分舒緩與沉降、火災和退化有關的問題〔Carlson, Goodman and May-Tobin, 2015; Wakhid et al., 2017，見本冊第13章資料表單的「濕地種植（Paludiculture）」，圖1〕。然而，只封鎖部分排水系統只減緩土壤退化，應被視為全面復濕的中間步驟。

此外，經排水的土壤將會增加發生災難性泥炭火患（peat fire）和碳固存損失的風險（Turetsky et al., 2015）。因此，泥炭地的復育可以減少了泥炭火患對人類生計以及全球碳循環產生巨大負面影響的風險（Page and Hooijer, 2016）。

注：本章作者感謝 Beth A. Middleton、Eric Ward 和 Lorenzo Menichetti 在第4.4節關於緩解和適應氣候變遷的貢獻。

4.5. 該措施的附加效益

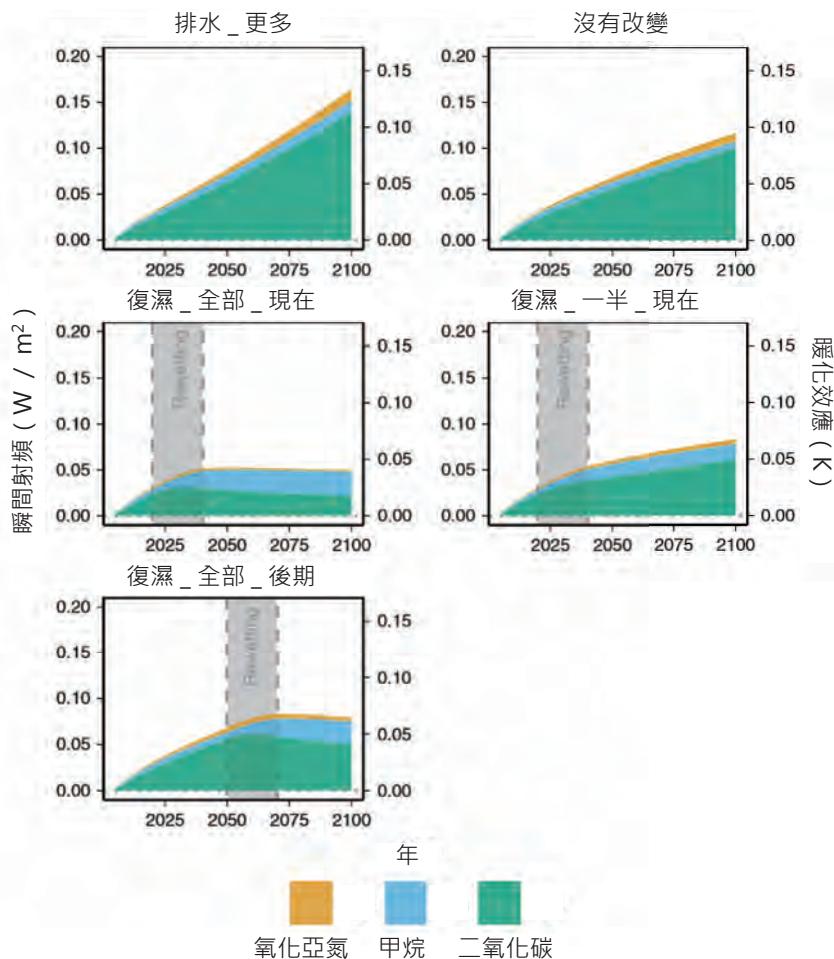


圖 6. 全球復濕情境下泥炭地的溫室氣體排放效果，以及相關的射頻 (radiative forcing, RF) 和全球暖化效應灰色區域 (rewetting) 顯示復濕的時期 (Nature, Günther et al., 2020)

復育措施可以阻止泥炭地的沉降，即泥炭表面的降低，以及沿海和沿河地區相關的損失，並有助於避免泥炭地隨著時間的推移，而變得無法排水 (Hooijer et al., 2015)，因此也可以保護生命、基礎設施和生計。透過復育計畫可以防止火災和霧霾對健康和經濟的負面影響。復育後的泥炭地可以提供一系列永續性的生計活動，為濕生物質生產和其他經濟活動提供其他選擇（見本冊第 13 章資料表單的「濕地種植」）。

5. 該措施的潛在缺點

5.1. 權衡對土壤功能的其他威脅

未知。

5.2. 溫室氣體排放量增加

雖然泥炭地的復濕會立即減少二氧化碳的排放，但取決於水位差異，幾年之內的甲烷排放會增加，（Wilson et al., 2016; Jauhainen, Page and Vasander, 2016）。因此，復育的泥炭地不應該被浸水，但建議保持年平均地下水位於接近或同等表面水位的高度（Wichtmann, Schröder and Joosten, 2016）。此外，對於長期氣候影響而言，甲烷排放並不像二氧化碳排放那樣重要，因為與生命週期長的二氧化碳相比，甲烷在大氣中分解得更快（Günther et al., 2020；圖6）。溫帶地區的濕地植物（如蘆葦或香蒲）與復濕的裸露泥炭土相比，會讓甲烷排放減少（Swenson et al., 2019; Vroom et al., 2018），凸顯了重新植被對保護土壤有機碳和減少全球暖化潛勢的重要性。

5.3. 與其他措施的衝突

侵入性活動（如密集型農業或植栽），包括耕犁、排水、一年生作物或具有顯著踩踏影響的高密度畜牧，不能與泥炭地的復育同時存在。

5.4. 產量減少（如食物、燃料、飼料、木材）

泥炭地的復育與慣行以排水為基礎的土地使用上並不相容。傳統泥炭地的用途，是用於各種生物質的提取，而以濕泥炭地條件的生物質生產（見本冊第13章資料表單的「濕地種植」）之類似替代生產系統，正在透過示範計畫進行研究（見個案研究）。

6. 實行該措施前的建議

- ◆ 泥炭地的復育應涉及並諮詢所有的利益相關者，如農民、土地擁有者、水道的使用者和鄰近的社區。
- ◆ 有必要恰當的規劃適合當地特點的復育活動，包括水文平衡。恰當的準備工作還需要一份經過驗證的泥炭範圍和包含泥炭地的整個水文單位的地圖。
- ◆ 政策制定者應探索潛在的獎勵措施和定價辦法（即補貼）以補償損失的生產力。用一些方案獎勵從慣行泥炭地過渡到泥炭地復育措施的人。

7. 採用該措施的潛在障礙

表 44. 採用該措施的潛在障礙

| 障礙 | 有 / 無 | |
|----------------|-------|---|
| 生物物理 | 有 | 可能無法復育回排水前泥炭地的原始狀況，這取決於泥炭地退化的時間和強度。 |
| 文化 | 有 | 泥炭地通常是難以進入的濕地，有時可能會寄生傳播疾病的昆蟲，並可能被認為是具環境威脅的潛力。 |
| 社會 | 有 | 由於復育需要放棄慣行以排水為基礎的土地利用方式，因此經常會出現抵制復育的情況。 |
| 經濟 | 有 | 泥炭地的復育可能與以排水為基礎的生產措施不相容，如果沒有獎勵復育的政策，會造成短期的經濟損失（見第 4.1.3 章：濕地種植）並降低土地利用的經濟可行性。 |
| 機構 | 有 | 在許多國家，以排水為基礎的利用是制度化的，是人們最熟悉的利用方式，有時也受益於獎勵措施。 |
| 法律 (土地權利) | 有 | 土地擁有者需要同意改變該地區的水文條件，這可能會停止常規的土地使用，從而降低土地的經濟潛力。 |
| 知識 | 有 | 復育需要針對泥炭地的知識，而這在世界許多地區是缺乏的。 |

表 45. 第 4 冊和第 6 冊中的相關案例研究

| 標題 | 地區 | 研究時間 (年) | 冊數 | 案例研究 編號 |
|-------------------------------|------|-------------|----|------------|
| 白俄羅斯格羅德諾州利達地區的蘆葦生物質替代泥炭用於能源生產 | 歐亞大陸 | 不詳 | 6 | 20 |
| 德國下薩克森州用泥炭蘚種植替換泥炭作為園藝種植介質 | 歐洲 | 10 | 6 | 21 |

參考文獻

- Carlson, K.M., Goodman, L.K. & May-Tobin, C.C.** 2015. Modeling relationships between water table depth and peat soil carbon loss in Southeast Asian plantations. *Environmental Research Letters*, 10(7): 074006. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/10/7/074006>
- Couwenberg, J.** 2018. *Some facts on submerged drains in Dutch peat pastures*. IMCG bulletin June/July 2018, International Mire Conservation Group. (also available at: http://www.imcg.net/media/2018/imcg_bulletin_1806.pdf)
- Dommain, R., Couwenberg, J. & Joosten, H.** 2010. Hydrological self-regulation of domed peatlands in south-east Asia and consequences for conservation and restoration. *Mires & Peat*, 6: 1-17
- FAO.** 2020. *Peatland mapping and monitoring. Recommendations and technical overview*. Italy, Rome. (also available at: <http://www.fao.org/3/CA8200EN/CA8200EN.pdf>)
- FAO.** 2014. *Towards climate-responsible peatland management*. 100 pp. Italy, Rome. (also available at: <http://www.fao.org/3/a-i4029e.pdf>)
- Giesen, W. & Nirmala Sari, E.N.** 2018. *Tropical Peatland Restoration Report: The Indonesian Case*. Berbak Green Prosperity Partnership. Millenium Challenge Account Indonesia, Euroconsult Mott MacDonald, Jakarta.
- Günther, A., Barthelmes, A., Huth, V., Joosten, H., Jurasinski, G., Koebisch, F. & Couwenberg, J.** 2020. Prompt rewetting of drained peatlands reduces climate warming despite methane emissions. *Nature Communications*, 11(1): 1644. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-15499-z>
- Hooijer, A., Vernimmen, R., Visser, M. & Mawdsley, N.** 2015. Flooding projections from elevation and subsidence models for oil palm plantations in the Rajang Delta peatlands, Sarawak, Malaysia. Deltares report 1207384, 76pp. (also available at: https://www.preventionweb.net/files/45060_45060rajangdeltapeatlandsubsidencef.pdf)
- IPCC.** 2014. *2013 Supplement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Wetlands*. Hiraishi, T., Krug, T., Tanabe, K., Srivastava, N., Jamsranjav, B., Fukuda, M. & Troxler, T. (Eds.) Switzerland.
- Jauhainen, J., Page, S. & Vasander, H.** 2016. Greenhouse gas dynamics in degraded and restored tropical peatlands. *Mires & Peat*, 17: 1-12.
- Joosten, H., Tanneberger, F. & Moen, A.** 2017. *The mire and peatlands of Europe*. Schweizerbart Science Publishers, Stuttgart, 780 pages
- Leifeld, J. & Menichetti, L.** 2018. The underappreciated potential of peatlands in global climate change mitigation strategies. *Nature Communications*, 9(1): 1071. <https://doi.org/10.1038/s41467-018-03406-6>
- Page, S.E., Wüst, R. & Banks, C.** 2010. Past and present carbon accumulation and loss in Southeast Asian peatlands. *PAGES news*, 18: 25-27. (also available at: [http://pages-140.unibe.ch/download/docs/newsletter/2010-1/Special%20Section/Page_2010-1\(25-27\).pdf](http://pages-140.unibe.ch/download/docs/newsletter/2010-1/Special%20Section/Page_2010-1(25-27).pdf))

- Page, S.E. & Hooijer, A.** 2016. In the line of fire: the peatlands of Southeast Asia. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 371. <https://doi.org/10.1098/rstb.2015.0176>
- Shantz, M.A., & Price, J.S.** 2006. Characterization of surface storage and runoff patterns following peatland restoration, Quebec, Canada. *Hydrological Processes*, 20(18): 3799–3814.
<https://doi.org/10.1002/hyp.6140>
- Succow, M. & Joosten, H.** 2001. *Landschaftsökologische Moorkunde [Landscape ecology of mires]*. Schweizerbart'sche, p. 622.
- Swenson, M.M., Regan, S., Bremmers, D.T.H., Lawless, J., Saunders, M. & Gill, L.W.** 2019. Carbon Balance of a restored and cutover raised bog: implications for restoration and comparison to global trends. *Biogeosciences*, 16: 713-731. <https://doi.org/10.5194/bg-16-713-2019>
- Tannenberger, F., Appulo, L., Ewert, S., Lakner, S., O'Brolcháin, N., Peters, J. & Wichtmann, W.** 2020. The Power of Nature-based Solutions: How Peatlands Can Help Us to Achieve Key EU Sustainability Objectives. *Advanced Sustainability Systems*. <https://doi.org/10.1002/adsu.202000146>
- Turetsky, M.R., Benscoter, B., Page, S., Rein, G., Van Der Werf, G.R. & Watts, A.** 2015. Global vulnerability of peatlands to fire and carbon loss. *Nature Geoscience*, 8(1): 11–14.
<https://doi.org/10.1038/ngeo2325>
- Vroom, R. J. E., Xie, F., Geurts, J. J. M., Chojnowska, A., Smolders, A. J. P., Lamers, L. P. M., & Fritz, C.** 2018. Typha latifolia paludiculture effectively improves water quality and reduces greenhouse gas emissions in rewetted peatlands. *Ecological Engineering*, 124: 88–98.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.09.008>
- Wakhid, N., Hirano, T., Okimoto, Y., Nurzakiah, S. & Nursyamsi, D.** 2017. Soil carbon dioxide emissions from a rubber plantation on tropical peat. *Science of the Total Environment*, 581–582: 857–865.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.035>
- Wallage, Z.E. & Holden, J.** 2011. Near-surface macropore flow and saturated hydraulic conductivity in drained and restored blanket peatlands. *Soil Use and Management*, 27(2): 247–254.
<https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2011.00336.x>
- Wilson, D., Blain, D., Couwenberg, J., Evans, C.D., Murdiyarso, D., Page, S.E., Renou-Wilson, F., Rieley, J.O., Sirin, A., Strack, M. & Tuittila E.-S.** 2016. Greenhouse gas emission factors associated with rewetting of organic soils. *Mires & Peat*, 17: 1-28. <https://doi.org/10.19189/MaP.2016.OMB.222>
- Wichtmann, W., Schröder, C. & Joosten, H.** 2016. *Paludiculture - productive use of wet peatlands. Climate protection, biodiversity, regional economic benefits*. Stuttgart, Schweizerbart Science Publishers, 272
- Wösten, H., Hooijer, A., Siderius C., Satriadi Rais, D., Idris, A. & Rieley, J.** 2006. Tropical Peatland water management modelling of Air Hitam Laut catchment in Indonesia. *International Journal of river basin Management*, 4: 233-244. <https://doi.org/10.1080/15715124.2006.9635293>
- Zerbe, S., Steffenhagen, P., Parakenings, K., Timmermann, T., Frick, A., Gelbrecht, J. & Zak, D.** 2013. Ecosystem Service Restoration after 10 Years of Rewetting Peatlands in NE Germany. *Environmental Management*, 51: 1194-1209. <https://doi.org/10.1007/s00267-013-0048-2>

13. 濕地種植

Felix Beer¹, Wendelin Wichtmann¹, Laura Villegas², Fahmuddin Agus³

¹ University of Greifswald, partner in the Greifswald Mire Centre, Germany
德國格賴夫斯瓦爾德大學，與格賴夫斯瓦爾德沼澤研究中心合作

² Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy
聯合國糧食及農業組織（FAO）

³ Indonesian Soil Research Institute, Bogor, Indonesia
印尼土壤研究所

1. 措施說明

濕地種植為在保持泥炭完整性的條件下，於潮濕或復濕的泥炭地上生產生物質，促進泥炭累積，確保提供泥炭地生態系統功能（FAO, 2014）。其中，自生植被或在復濕的區域內人為繁殖的作物（見第 4.1.2 章：泥炭地復育）需要以適用的機械來進行採收。除了生產糧食、飼料、纖維和燃料等傳統農產品外，生物質還可作為工業生物化學的原料，用於生產建築材料、園藝介質、優質液體或氣體生物燃料、萃取和合成藥品和化妝品等用途。

濕地種植的年地下水位需要建立在地表或接近地表的位置（Jauhainen et al., 2016; Tanneberger et al., 2020; Wichtmann, Schröder and Joosten, 2016）。濕地種植目前被認為是平衡復育泥炭地用於維持生計，和允許土壤有機碳長期維持和固存的最有效解決方案。

當考慮濕泥炭地的使用時，管理方法必須依特定地點的狀況調整。如：泥炭地類型、自然植被、土壤條件、養分的可用性和酸度，以及水文都是需要考慮的一些因素（Wichtmann, Schröder and Joosten, 2016）。在溫帶地區，草本植物泥炭蘚（*Sphagnum* sp.）、毛氈苔屬（*Drosera* sp.）、寬葉香蒲（*Typha latifolia*）、蘆葦（*Phragmites australis*）、赤楊（*Alnus glutinosa*）皆為潛在的濕地種植物種（Abel, Couwenberg and Joosten, 2012）。在東南亞，濕地植物西穀椰子（*Metroxylon sagu*）和南洋桐（*Dyera polyphylla*）、娑羅屬（*Shorea* ssp.），是一系列用於食物、木材和其他非木材產品的已知物種（Van der Meer and Karyanto, 2013; Giesen and Nirmala, 2018）。不能適應高地下水位、永久濕潤土壤條件的物種，將不被考慮用於濕地種植（Giesen and Nirmala, 2018; FAO, 2014; Tata, 2019）。

2. 適用範圍

國際間正在推動從排水型泥炭地的利用轉變為濕式泥炭地的利用（如 Crump, 2017; FAO, 2014），由於意識到排水型泥炭地的利用對氣候、生物多樣性喪失（Dohong, Aziz and Dargusch, 2017）、永續生計及其提供的其他重要生態系統功能（見第 4.1.1 和 4.1.2 章）的嚴重影響，該轉變十分迫切。在溫帶地區（Wichtmann, Schröder and Joosten, 2016）以及熱帶東南亞地區（Giesen and Nirmala, 2018），正在探索使用不同植物物種的濕地種植方法和技術、以及用於不同目的濕地種植。

3. 對土壤有機碳庫存的衝擊

濕地種植可以減少土壤有機碳作為溫室氣體排放（圖 7）和 / 或溶解有機碳的損失，從長遠來看，碳固存功能將有可能得到復育。濕地種植⁵的措施對碳固存的潛在影響程度和所需的時間長度還不太清楚，需要進一步的長期研究。

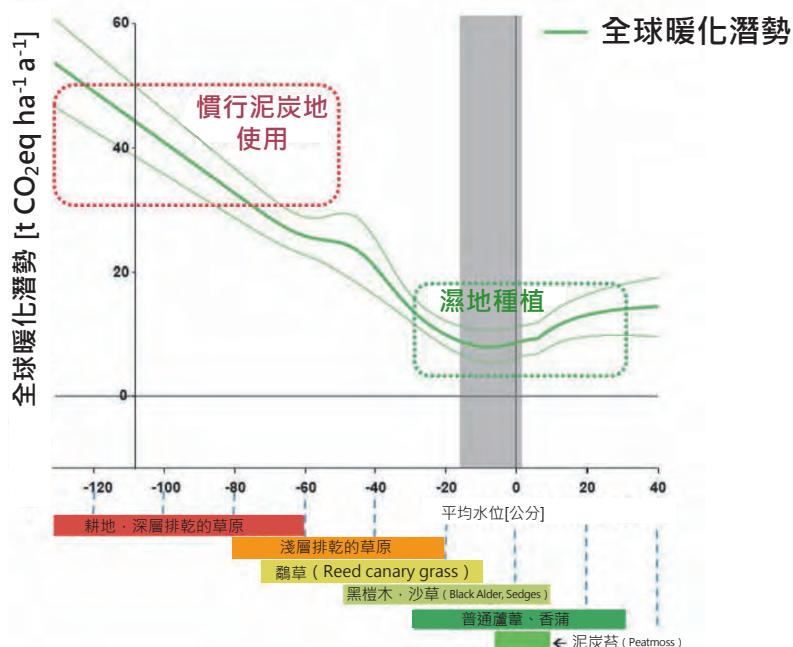


圖 7. 溫帶泥炭地的溫室氣體排放的全球暖化潛勢值、年平均地下水位和土地利用措施之間的關係
資料來源：修改自 Tanneberger et al., 2020

⁵ 見本冊第 13 章資料表單的「濕地種植」。

4. 該措施的其他效益

4.1. 改善土壤性質

見本冊第 12 章資料表單的「泥炭地復育」。

4.2. 最小化對土壤功能的威脅

表 46. 土壤威脅

| 土壤威脅 | |
|----------|--|
| 土壤侵蝕 | 透過避免排水，可以防止地表下降（土地損失或沉降）(Joosten, 2015)。消除風蝕造成耕地，有機土壤乾燥的嚴重問題 (Succow and Joosten, 2001)。 |
| 養分的失衡和循環 | 完整的泥炭地保留了養分，有助於淨化地表水 (Succow and Joosten, 2001)。 |
| 土壤鹽化和鹼化 | 沿海泥炭沼澤作為鹽水和淡水系統之間的緩衝區，防止鹽水入侵沿海土地 (Silvius, Joosten and Opdam, 2008)。 |
| 養分的失衡和循環 | 完整的泥炭地可以保留汙染物並幫助淨化地表水。 |
| 土壤酸化 | 取決於泥炭地的類型：雨養泥炭地已經是酸性的 (Succow and Joosten, 2001)。 |
| 土壤壓實 | 停止土壤分解和礦化造成的壓實 (Schröder et al., 2015)。 |
| 土壤水分管理 | 具有濕地植被的完整泥炭地具有緩衝功能，可以自我調節水的逕流和釋放 (Dommain, Couwenberg and Joosten, 2010)。 |

4.3. 產量增加（如食物、燃料、飼料、木材）

復濕的泥炭地生物量產量可以與排水系統的農業和其他生物量產量相當，甚至超過它們（Wichtmann, Schröder and Joosten, 2016）。濕地生產的生物能源可以取代化石燃料（Wichtmann et al., 2014; Wichtmann et al., 2019）。

4.4. 緩解和適應氣候變遷

濕地種植是泥炭地使用中唯一氣候中和、保護土壤有機碳的土地使用選擇。將排水的泥炭地做法（如油棕櫚樹人工林）轉變為濕地種植〔如西谷米（sago）或娑羅樹果（illipe nut）〕，每年可減少每公頃 70~117 噸二氧化碳當量的人為溫室氣體排放，其中二氧化碳約佔 60%，氧化亞氮約佔 40%（Cooper et al., 2020; IPCC, 2014）。在中歐，報告顯示人為產生之溫室氣體減排潛力為每年每公頃 20~60 噸二氧化碳當量（Couwenberg et al., 2011; Tanneberger et al., 2020；圖 7）。此外，濕地種植有可能減少甲烷的排放—泥炭地復濕後會增加甲烷的排放—透過濕地植物根系的化學作用來改善表土性質（Vroom et al., 2018）。然而，在熱帶地區，對排水和復濕地區的甲烷動態瞭解甚少（Sakabe et al., 2018; Deshmukh et al., 2020）。如果利用濕地種植的生物質來替代化石燃料能源的生產，將會進一步增加減緩氣候變化的潛力（Wichtmann, Couwenberg and Kowatsch, 2009）。適應氣候變化的益處，包括透過將水保持在地景中，對區域氣候產生淨冷卻效應。特別是在乾旱地區，對社區的水供應發揮重要的作用。再者，減少災害風險的益處包括透過防止沉降來抑制未來的洪水風險（Hooijer et al., 2015）和減少火災風險（Page and Hooijer, 2016）。

4.5. 社會經濟效益

濕地種植為人們提供了長期的永續生計。透過阻止沉降，從而避免了隨後因洪水而導致的河流和沿海土地損失（見「泥炭地」熱點），也防止危險環境以及因火災和霧霾造成的大量經濟損失（Page and Hooijer, 2016）。特別是當可行的價值鏈建立起來後，濕地種植也有可能在濕泥炭地的生產中，實現可行的收入來源（Giesen and Nirmala, 2018; Wichtmann, Schröder and Joosten, 2016; Uda, 2019）。

4.6. 該措施的附加效益

進一步的益處包括養分保留、水的調節和淨化（FAO, 2014; Walton et al., 2020）以及維護和改善生物多樣性（Wichtmann, Schröder and Joosten, 2016）。

5. 該措施的潛在缺點

5.1. 權衡對土壤功能的其他威脅

未知。

5.2. 溫室氣體排放量增加

見本冊第 12 章資料表單和第 2 冊的「泥炭地」。

5.3. 與其他措施的衝突

提高地下水位可能會導致與慣行土地利用措施的衝突，如歐洲的草原或東南亞的油棕櫚樹人工林，造成短期的負面經濟影響 (Wichtmann, Schröder and Joosten, 2016)。此外，在泥炭地復育後，濕地種植和濕地保護之間可能會發生土地使用上的衝突。需要有適用的準則、和土地空間利用規劃，來指導和管理從傳統以排水為基礎的土地過渡到泥炭地的永續濕地種植方式 (Joosten et al., 2015; Tanneberger et al., 2018)。

5.4. 產量減少（如食物、燃料、飼料、木材、纖維）

目前，濕地種植在經濟方面並不像排水型農業那樣行得通。再者，就生產力而言，它無法與糧食生產的產量做競爭 (Leifeld and Menichetti, 2018)。也就是說，慣行的成本效益分析需要考量以排水為基礎的生產系統所造成的長期、高度負向影響。

5.5. 其他衝突

在印尼的中加里曼丹 (Central Kalimantan)，在建立濕地種植措施中遇到了一些挑戰，如當地社區參與度低 (Syahaza, Bakce and Irianti, 2019)。泥炭地的濕農業或林業的概念對當地社區來說往往是一個新的概念，需要指導和教育才能被普遍接受且實施。然而，也有一些傳統的、對泥炭地生態系統沒有破壞性的濕式生產系統，如使用「beje」的傳統捕魚方法，或收集藤條，都在天然更新的範圍內。

6. 實行該措施前的建議

- ◆ 研究現有的濕地種植案例（例如 FAO, 2014; Giesen and Nirmala, 2018; Wichtmann, Schröder and Joosten, 2016）並與社區或從業人員聯繫。
- ◆ 為濕地耕作做準備，包括恢復高地下水位。
- ◆ 根據氣候、泥炭類型、水文和區域市場條件，透過與當地社區的參與過程，評估合適的植物物種。
- ◆ 建立或加強價值鏈，開發濕地種植產品的市場。
- ◆ 建立（種植）苗圃，確保提供足夠的植物。
- ◆ 根據生產系統，可能需要投資適合軟濕泥炭土的新機械（Schröder et al., 2015）；以及
- ◆ 簡化空間規劃程序，以加快復濕程序和建立濕地種植。

7. 採用該措施的潛在障礙

表 47. 採用該措施的潛在障礙

| 障礙 | 有 / 無 | |
|------|-------|---|
| 生物物理 | 有 | 因缺乏適用之機械，而致進入復濕的泥炭土的機會減少。因此，需要適用於濕潤泥炭土的機械（Wichtmann, Schröder and Joosten, 2016）。 |
| 文化 | 有 | 從業人員和消費者對濕地產品的不熟悉。 |
| 社會 | 有 | 濕地種植可能會減少每公頃所需要的工人數量（例如，如果生產用於能源的生物質而不是肉類），但如果對濕地種植基地和 / 或產品（例如西谷米）進行勞動密集型管理，則需要新的加工鏈，從而增加其附加價值，也可能會增加工人數量。 |
| 經濟 | 有 | 濕地種植的建立、市場開發和對生態系統功能付費機制的參與有限，降低了與基於排水的生產系統的競爭力。 |

| 障礙 | 有 / 無 | |
|----------------|-------|--|
| 機構 | 有 | 緩慢的規劃程序可能會阻礙實施 (Peters et al., 2020) 。 |
| 法律 (土地權利) | 有 | 在歐盟，濕地植物尚未被視為農作物，濕地種植也沒有農業補貼 (Peters et al., 2020) 。目前世界上沒有任何政治體制是聲援濕地種植發展的。 |
| 知識 | 有 | 在全世界，濕泥炭地的生產利用性是泥炭地管理的一個新興領域。因此，關於濕地種植及其對生態系統功能的潛力的知識仍然有限。研究的挑戰在於如何找到適合復濕泥炭地種植且有經濟價值的商品，並且能與慣行商品競爭。突出的解決方案將提高濕地種植系統的自發性參與。 |

實例照片



照片 16. 南蘇門答臘島卡亞貢的泥炭地復育和更新造林地點

表 48. 第 4 冊和第 6 冊中的相關案例研究

| 標題 | 地區 | 研究時間 (年) | 冊數 | 案例研究 編號 |
|-------------------------------|------|-------------|----|------------|
| 白俄羅斯格羅德諾州利達地區的蘆葦生物質替代泥炭用於能源生產 | 歐亞大陸 | 不詳 | 6 | 20 |
| 德國下薩克森州用泥炭藓種植替換泥炭作為園藝種植介質 | 歐洲 | 10 | 6 | 21 |

參考文獻

- Abel, S., Couwenberg, J. & Joosten, H.** 2012. Towards More Diversity in Paludiculture – A Literature Review of Useful Wetland Plants. International Peat Congress, 14(299).
<https://doi.org/10.13140/2.1.1590.4963>
- Cooper, H.V., Evers, S., Aplin, P., Crout, N., Dahalan, M.P.B. & Sjogersten, S.** 2020. Greenhouse gas emissions resulting from conversion of peat swamp forest to oil palm plantation. *Nature Communications*, 11(1): 407. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-14298-w>
- Couwenberg, J., Thiele, A., Tanneberger, F., Augustin, J., Bärisch, S., Dubovik, D., Liashchynskaya, N., Michaelis, D., Minke, M., Skuratovich, A. & Joosten, H.** 2011. Assessing greenhouse gas emissions from peatlands using vegetation as a proxy. *Hydrobiologia*, 674(1): 67–89.
<https://doi.org/10.1007/s10750-011-0729-x>
- Crump, J (Ed.).** 2017. *Smoke on Water – Countering Global Threats From Peatland Loss and Degradation*. A UNEP Rapid Response Assessment. United Nations Environment Programme and GRID-Arendal, Nairobi and Arendal. (also available at: https://gridarendal-website-live.s3.amazonaws.com/production/documents/:s_document/376/original/RRApeatland_revised_jan.pdf?1515398975)
- Deshmukh, C.S., Julius, D., Evans, C.D., Nardi, Susanto, A.P., Page, S.E., Gauci, V., Laurén, A., Sabiham, S., Agus, F., Asyhari, A., Kurnianto, S., Suardiwerianto, Y. & Desai, A.R.** 2020. Impact of forest plantation on methane emissions from tropical peatland. *Global Change Biology*, 1–19.
<https://doi.org/10.1111/gcb.15019>
- Dohong, A., Aziz, A.A. & Dargusch, P.** 2017. A review of the drivers of tropical peatland degradation in South-East Asia. *Land Use Policy*, 69: 349–360. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.09.035>
- Dommain, R., Couwenberg, J. & Joosten, H.** 2010. Hydrological self-regulation of domed peatlands in south-east Asia and consequences for conservation and restoration. *Mires & Peat*, 6: 1-17
- FAO.** 2014. Towards climate-responsible peatland management. Rome, Italy. (also available at: <http://www.fao.org/3/a-i4029e.pdf>)
- Giesen, W. & Nirmala Sari, E.N.** 2018. *Tropical Peatland Restoration Report: The Indonesian Case*. Berbak Green Prosperity Partnership. Millenium Challenge Account – Indonesia, Euroconsult Mott MacDonald, Jakarta. (also available at: <https://luk.staff.ugm.ac.id/rawa/GiesenNirmala2018TropicalPeatlandRestorationReportIndonesiaForBRG.pdf>)
- Hooijer, A., Vernimmen, R., Visser, M. & Mawdsley, N.** 2015. *Flooding projections from elevation and subsidence models for oil palm plantations in the Rajang Delta peatlands, Sarawak, Malaysia*. Deltares report 1207384.
- IPCC.** 2014. *2013 Supplement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Wetlands*. T. Hiraishi, T. Krug, K. Tanabe, N. Srivastava, B. Jamsranjav, M. Fukuda & T. Troxler (Eds.). Switzerland.

Joosten, H. 2015. Managing Soil Carbon in Europe. Paludiculture as a new perspective for Peatlands. In Steven A Banwart, Elke Noellemeyer, Eleanor Milne (Eds.) *Soil Carbon: Science, Management and Policy for Multiple Benefits*. CAB International. Oxfordshire, UK

Leifeld, J. & Menichetti, L. 2018. The underappreciated potential of peatlands in global climate change mitigation strategies. *Nature Communications*, 9(1): 1071. <https://doi.org/10.1038/s41467-018-03406-6>

Page, S.E. & Hooijer, A. 2016. In the line of fire: the peatlands of Southeast Asia. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 371. <https://doi.org/10.1098/rstb.2015.0176>

Peters, J., Hirschelmann, S., Krüger, S., Hedden-Dunkhorst, H., Salathé, T. & Kopansky, D. 2020. *Peatland Strategies in Europe*. Greifswald Moor Centrum

Sakabe, A., Itoh, M., Hirano, T. & Kusin, K. 2018. Ecosystem-scale methane flux in tropical peat swamp forest in Indonesia. *Global Change Biology*, 1-14. <https://doi.org/10.1111/gcb.14410>

Schröder, C., Dahms, T., Paulitz, J., Wichtmann, W. & Wichmann, S. 2015. Towards large-scale paludiculture: addressing the challenges of biomass harvesting in wet and rewetted peatlands. *Mires & Peat*, 17

Silvius, M.J., Joosten, H. & Opdam, S. 2008. Peatlands and people. In F. Parish, A. Sirin, D. Charman, H. Joosten, T. Minayeva, M.J. Silvius & L. Stringer (Eds.) *Assessment on Peatlands, Biodiversity and Climate Change: Main Report*. pp. 20–28. Global Environment Centre and Wetlands International. Wageningen, the Netherlands. (also available at: http://www.imcg.net/media/download_gallery/books/assessment_peatland.pdf)

Succow, M. & Joosten, H. (Ed). 2001. Landschaftsökologische Moorkunde [*Landscape ecology of mires*]. Schweizerbart'sche, p. 622

Syahaza, A., Bakce, D. & Irianti, M. 2019. Improved Peatlands Potential for Agricultural Purposes to Support Sustainable Development in Bengkalis District, Riau Province, Indonesia. *Journal of Physics: Conference Series*, 1351. <https://doi.org/10.1088/1742-6596/1351/1/012114>

Tata, H. 2019. Mixed farming systems on peatlands in Jambi and Central Kalimantan provinces, Indonesia: should they be described as paludiculture? *Mires and Peat*, 25: 1–17.

Tanneberger, F., Schröder, C., Hohlbein, M., Wichmann, S., Wichtmann, W. & Permien, T. 2018. Putting paludiculture into practice - How can we avoid land use conflicts? *In Proceedings from the 20th EGU General Assembly*. p.18555. EGU2018, 4-13 April 2018, Vienna, Austria.

Tannenberger, F., Appulo, L., Ewert, S., Lakner, S., O'Brolcháin, N., Peters, J. & Wichtmann, W. 2020. The Power of Nature-based Solutions: How Peatlands Can Help Us to Achieve Key EU Sustainability Objectives. *Advanced Sustainability Systems*. <https://doi.org/10.1002/adsu.202000146>

Uda, S.K. 2019. *Sustainable Peatland Management in Indonesia: Towards better understanding of socio-ecological dynamics in tropical peatland management*. PhD thesis, University of Wageningen. p. 232

van der Meer, P. & Karyanto, O. 2013. *Opportunities for sustainable forestry in peatlands of Indonesia. Quick Assessment and Nationwide Screening (QANS) of Peat and Lowland Resources and Action Planning for the Implementation of a National Lowland Strategy*. Report on QANS Component 3.

Vroom, R.J.E., Xie, F., Geurts, J.J.M., Chojnowska, A., Smolders, A.J.P., Lamers, L.P.M. & Fritz, C. 2018. *Typha latifolia* paludiculture effectively improves water quality and reduces greenhouse gas emissions in rewetted peatlands. *Ecological Engineering*, 124: 88–98.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.09.008>

Walton, C.R., Zak, D., Audet, J., Petersen, R.J., Lange, J., Oehmke, C., Wichtmann, W., Kreyling, J., Grygoruk, M., Jabłońska, E., Kotowski, W., Wiśniewska, M.M., Ziegler, R. & Hoffmann, C.C. 2020. Wetland buffer zones for nitrogen and phosphorus retention: Impacts of soil type, hydrology and vegetation. *Science of the Total Environment*. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138709>

Wichtmann, W., Couwenberg, J. & Kowatsch, A. 2009. Climate protection by reed cultivation. (in german). *Ökologisches Wirtschaften*, 24.

Wichtmann, W., Oehmke, C., Bärisch, S., Deschan, F., Malashevich, V. & Tanneberger, F. 2014. Characteristics of Biomass from wet fens in Belarus and their potential to substitute peat briquettes as a fuel. *Mires & Peat*, 13: 10.

Wichtmann, W., Schröder, C. & Joosten, H. 2016. *Paludiculture - productive use of wet peatlands. Climate protection, biodiversity, regional economic benefits*. Stuttgart, Schweizerbart Science Publishers, 272 p.

Wichtmann, W., Bork, L., Dahms, T., Körner, N., Kabengele, G.R., Oehmke, C. Wenzel, M. & Barz, M. 2019. Das Projekt Bonamoor. Biomasseproduktion und Optimierung auf nassen Moorstandorten und deren thermische Verwertung (in german). In *Proceedings zum 13. Rostocker Bioenergieforum. Schriftenreihe Umweltingenieurwesen*. Band 87. Universität Rostock. S. 135 – 145.

14. 紅樹林復育

Beth A. Middleton, Eric J. Ward

U.S. Geological Survey, Wetland and Aquatic Research Center, Lafayette, LA, United States of

America

美國地質調查局濕地與水生研究中心

1. 措施說明

紅樹林出現在世界各地熱帶地區海岸的浸水土壤中，在這裡的初級生產和厭氧條件有助於土壤有機物的建立（另見第 2 冊的「紅樹林」熱點）。請注意，泥炭可能會在某些沿海紅樹林中累積（Middleton and McKee, 2001）。儲存在這些濕地中的土壤有機質實際的量取決於初級生產和分解過程之間的平衡（Middleton and McKee, 2001; Kolka et al., 2018; Middleton, 2020）。紅樹林的復育可以增加土壤和地上部生物質量的碳庫存（Wickland et al., 2013; Chimner et al., 2017; Friess et al., 2019）。雖然熱帶內陸泥炭地森林的碳固存率可能高於紅樹林沼澤，但一般來說，紅樹林沼澤的甲烷排放量會較低，因此這些濕地具有更大的碳固存潛力（Kolka et al., 2018; Al-Haj and Fulweiler, 2020）。紅樹林和有森林的寒帶和溫帶泥炭地往往比無林泥炭地儲存更多的碳（Kolka et al., 2018）。

當環境適合紅樹林生活史的要求並且繁殖物沉積在適當的高度，紅樹林的更新會自然發生（Lewis, 1994; Middleton, 1999）。此外，復育的濕地與天然濕地的整體功能是否相同是一個具爭論性的議題（Kolka et al., 2018）。

在紅樹林中，如果修復後的紅樹林沼澤土壤沒有被原本性的破壞，那麼修復後的樹林和原始樹林的總碳庫存是相似的。修復後的二氧化碳固存量很大（Sharma et al., 2020）。修復後的紅樹林沼澤在經過 25~30 年後，所擁有的碳量會相當於未受擾動的紅樹林沼澤地（例如柬埔寨；Sharma et al., 2020），因此，復育計畫具有很高的碳固存潛力（Hutchison et al., 2014; Chimner et al., 2017）。紅樹林復育的成功與否也取決於環境背景，例如，前水產養殖池（aquaculture pond）往往比海濱種植的成功率還要高（Friess et al., 2019）。

2. 適用範圍

紅樹林主要分佈在熱帶地區，極地區域的分布則由冰凍引起的損害和死亡率所決定 (Osland et al., 2017) 。

3. 對土壤有機碳庫存的衝擊

表 49. 復育紅樹林的土壤有機碳庫存的變化情況報告

| 地點 | 背景介紹 | 碳固存 / 額外的碳儲量 | 更多資訊 | 參考文獻 |
|----------|------------------|---|---------------|---------------------------------|
| 北柬埔寨的紅樹林 | 復育生態系統 25 年後的碳儲量 | 949.4 ± 64.4 噸碳 / 公頃 | 復育的和原始的碳庫存量相似 | Sharma et al. (2020) |
| 全球 | 紅樹林復育的潛在地圖 | 地面生物量的碳含量為 0.69 億噸；土壤表層的碳含量為 2.96 億噸 (全世界大約 8120 平方公里的可復育紅樹林面積) | 復育後可能增加的碳量 | Worthington and Spalding (2018) |

4. 該措施的其他效益

4.1. 改善土壤性質

透過根部的有機物質所進行的泥炭聚積 (peat accretion) (Middleton and McKee, 2001) 是隨著海平面上升而能維持一定海岸高度的重要組成因子 (McKee et al., 2007) 。如果植被健康，泥炭可保持最穩定的高度，如果植被遭破壞，泥炭高度則會發生坍塌 (Chambers, Steinmuller and Breithaupt, 2019) 。

4.2. 最小化對土壤功能的威脅

表 50. 土壤威脅

| 土壤威脅 | |
|-----------|---|
| 土壤侵蝕 | 復育的紅樹林可以保護海岸避免受到海嘯和熱帶風暴的侵蝕 (Alongi, 2012; Hutchison et al., 2014) 。 |
| 土壤鹽化和鹹化 | 在高鹽度環境中復育的紅樹林，其二氣碳通量和根系生產力下降 (Troxler et al., 2015) 。 |
| 土壤沾染 / 汚染 | 復育的紅樹林可以淨化水質 (Hutchison et al., 2014) 。 |
| 土壤酸化 | 復育減少了水產養殖池的酸性硫酸鹽土壤 (Alongi, 2002) 。 |
| 土壤生物多樣性損失 | 植物、土壤和微生物三者間關係的研究仍在探討中 (Alongi, 2002) 。 |
| 土壤水分管理 | 提高地下水位來進行復育，將可藉由減緩土壤有機物質的分解而減少溫室氣體損失 (Kolka et al., 2018) 。 |

4.3. 產量增加（如食物、燃料、飼料、木材）

相對於慣行的農業和造林，紅樹林的復育增加了天然森林的材料生產 (Middleton, 1999)。紅樹林對於支援與生物多樣性和野生動物有關的初級和次級生產是非常珍貴的 (Alongi, 2002)。

4.4. 緩解和適應氣候變遷

紅樹林沼澤具有很高的生產力，並透過根部的泥炭累積 (Middleton and McKee, 2001; McKee et al., 2007)，對海岸地貌和沉積物的堆積作出貢獻 (Barbier et al., 2011)。

4.5. 社會經濟效益

碳匯功能被最大化，並降低大氣中的溫室氣體濃度，這使得全球氣候溫度和降水的變化最小化 (Moomaw et al., 2018)。

5. 該措施的潛在缺點

5.1. 權衡對土壤功能的其他威脅

表 51. 土壤威脅

| 土壤威脅 | |
|-----------|---|
| 土壤侵蝕 | 水產養殖和其他對海岸保護不太有用的措施 (Alongi, 2002) 。 |
| 土壤沾染 / 污染 | 養蝦會導致池中的氮素優養化 (eutrophication) (Burford and Longmore, 2001) 。 |
| 土壤酸化 | 水產養殖池可能會導致酸性的硫酸鹽土壤 (Alongi, 2002) 。 |
| 土壤生物多樣性損失 | 天然沼澤的種子庫在耕作過程中損失 (Middleton, 1999) 。 |
| 土壤水分管理 | 為耕作或林業而降低地下水位將會因土壤有機物質的分解而增加二氧化碳的損失 (Kolka et al., 2018) 。 |

5.2. 溫室氣體排放量增加

紅樹林的復育最終會減少二氧化碳的淨排放 (Wickland et al., 2013; Cameron et al., 2019) 。淡水濕地生態系統是全世界都關注到的甲烷排放源。儘管因缺乏長期且連續的通量數據，特別是在熱帶地區的數據，所以不確定性很高 (Knox et al., 2019 2019; Zhang et al., 2017)，但在沿海生態系統中，排放量通常隨著鹽度的降低而減少 (Poffenbarger, Needelman and Megonigal, 2011)，包括紅樹林也是 (Al-Haj and Fulweiler, 2020)。因此，紅樹林的甲烷排放率通常低於內陸泥炭地森林，再加上較低的復育成本，使得紅樹林的復育通常是一種更具成本效益的自然碳固存方法 (Taillardat et al., 2020)。

5.3. 與其他措施的衝突

復育工作與農業（水稻、油棕）、基礎設施建設 (Friess et al., 2019) 和生產期只有 3~10 年 (Cameron et al., 2019) 的水產養殖池互相衝突。

5.4. 產量減少（如食物、燃料、飼料、木材）

復育對農業、水產養殖業的產量（Cameron et al., 2019）和其他的開採活動（如泥炭開採、伐木）有負面影響。但同時，復育也提供了從天然沼澤地開發有用產品的機會，例如糧食和藥物（Alongi, 2012）。

6. 實行該措施前的建議

藉由對復育活動的參與以及復育後紅樹林資源的長期使用權，確保當地利益相關者的認同。

7. 採用該措施的潛在障礙

表 52. 採用該措施的潛在障礙

| 障礙 | 有 / 無 | |
|------|-------|--|
| 生物物理 | 有 | 該地區的環境可能已經發生變化，現場的物理條件對理想中的目標植被種類來說，可能不再適合（Middleton, 1999）。 |
| 文化 | 有 | 以前使用過該土地的既得利益者可能會反對改變土地用途。 |
| 社會 | 有 | 見上文「文化障礙」。 |
| 經濟 | 有 | 沿海濕地復育的淡水管線可能會淹沒沿海社區（Meeder et al., 2018）；水產養殖池中的收穫可供應魚類資源，進而減少過度捕撈野生魚的機會（Cameron et al., 2019）。農業和其他基礎設施等土地使用的經濟損失。 |
| 機構 | 有 | 復育上的法律障礙。土地租佃問題可能會將復育工作導向不是最佳的情況（Friess et al., 2019）。 |

| 障礙 | 有 / 無 | |
|----------------|-------|---|
| 法律 (土地權利) | | 在各種法律和土地租佃的限制下，當目標地產跨越數個人類社區時，獲得可用做紅樹林復育的土地可能會變得困難 (Cameron et al., 2019) 。 |
| 知識 | 無 | 復育的方法是眾所周知 (Middleton, 1999) 。 |
| 其他 | 有 | 原有農業用地的復濕促進主要有機土壤類的二氣化碳年度淨移除量以及降低溫室氣體淨排放量 (Wilson et al., 2016) 。 |

表 53. 第 4 冊和第 6 冊中的相關案例研究

| 標題 | 地區 | 研究時間 (年) | 冊數 | 案例研究 編號 |
|-------------------|----|---------------|----|------------|
| 印尼峇里廢棄池塘中紅樹林的復育工作 | 亞洲 | 10 | 6 | 17 |

參考文獻

- Al-Haj, A.N. & Fulweiler, R.W.** 2020. A synthesis of methane emissions from shallow vegetated coastal ecosystems. *Global Change Biology*, 26(5): 2988–3005. <https://doi.org/10.1111/gcb.15046>
- Alongi, D.M.** 2002. Present state and future of the world's mangrove forests. *Environmental Conservation*, 29(3): 331–349. <https://doi.org/10.1017/S0376892902000231>
- Alongi, D.M.** 2012. Carbon sequestration in mangrove forests. *Carbon Management*, 3: 313–322.
- Barbier, E.B., Hacker, S.D., Kennedy, C., Koch, E.W., Stier, A.C. & Silliman, B.R.** 2011. The value of estuarine and coastal ecosystem services. *Ecological Monographs*, 81: 169–193.
<https://doi.org/10.1890/10-1510.1>
- Burford, M.A. & Longmore, A.R.** 2001. High ammonium production from sediments in hypereutrophic shrimp ponds. *Marine Ecology Progress Series*, 224: 187–195.
- Cameron, C., Hutley, L.B., Friess, D.A. & Brown, B.** 2019. High greenhouse gas emission mitigation benefits from mangrove rehabilitation in Sulawesi, Indonesia. *Ecosystem Services*, 40: 101035.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2019.101035>
- Chambers, L.G., Steinmuller, H.E. & Breithaupt, J.L.** 2019. Toward a mechanistic understanding of “peat collapse” and its potential contribution to coastal wetland loss. *Ecology*, 100(7): e02720.
<https://doi.org/10.1002/ecy.2720>
- Chimner, R. A., Cooper, D. J., Wurster, F. C. & Rochefort, L.** 2017. An overview of peatland restoration in North America: where are we after 25 years? *Restoration Ecology*, 25(2): 283–292.
<https://doi.org/10.1111/rec.12434>
- Friess, D. A., Rogers, K., Lovelock, C. E., Krauss, K. W., Hamilton, S. E., Lee, S. Y., Lucas, R., Primavera, J., Rajkaran, A. & Shi, S.** 2019. The state of the world's mangrove forests: past, present, and future. *Annual Review of Environment and Resources*, 44: 89–115.
- Hutchison, J., Manica, A., Swetnam, R., Balmford A. & Spalding, M.** 2014. Predicting global patterns in mangrove forest biomass. *Conservation Letters*, 7: 233–240. <https://doi.org/10.1111/conl.12060>
- Knox, S. H., Jackson, R. B., Poulter, B., McNicol, G., Fluet-Chouinard, E., Zhang, Z., Papale, D., Chu, H., Keenan, T.F., Baldocchi, D., Torn, M.S., Mammarella, I., Trotta, C., Aurela, M., Bohrer, G., Campbell, D.I., Cescatti, A., Chamberlain, S., Chen, J., Chen, W., Dengel, S., Desai, A.R., Euskirchen, E., Friberg, T., Gasbarra, D., Goded, I., Goeckede, M., Heimann, M., Helbig, M., Hirano, T., Hollinger, D.Y., Iwata, H., Kang, M., Klatt, J., Krauss, K.W., Kutzbach, L., Lohila, A., Mitra, B., Morin, T.H., Nilsson, M.B., Niu, S., Noormets, A., Oechel, W.C., Peichl, M., Peltola, O., Reba, M.L., Richardson, A.D., Runkle, B.R.K., Ryu, Y., Sachs, T., Schäfer, K.V.R., Schmid, H.P., Shurpali, N., Sonnentag, O., Tang, A.C.I., Ueyama, M., Vargas, R., Vesala, T., Ward, E.J., Windham-Myers, L., Wohlfahrt, G. & Zona, D.** 2019. FLUXNET-CH₄ synthesis activity: Objectives, observations, and future directions. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 100(12): 2607–2632.
<https://doi.org/10.1175/BAMS-D-18-0268.1>

Kolka, R., Trettin, C., Tang, W., Krauss, K.W., Bansal, S., Drexler, J.Z., Wickland, K.P., Chimner, R.A., Hogan, D.M., Pindilli, E.J., Benscoter, B., Tangen, B., Kane, E.S., Bridgman, S.D. & Richardson, C.J. 2018. Terrestrial wetlands. pp. 507–567. No. 13. (also available at <http://pubs.er.usgs.gov/publication/70201054>).

Field, C.D. 1999. Mangrove rehabilitation: choice and necessity. In R.S. Dodd (Ed.) *Diversity and Function in Mangrove Ecosystems*. pp. 47–52. Developments in Hydrobiology. Paper presented at, 1999, Dordrecht.

McKee, K.L., Cahoon, D. & Feller, I.C. 2007. Caribbean mangroves adjust to rising sea level through biotic controls on soil elevation change. *Global Ecology and Biogeography*, 16(5): 545-556.
<https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2007.00317.x>

Middleton, B.A. 1999. *Wetland restoration, flood pulsing and disturbance dynamics*. John Wiley and Sons, New York.

Middleton, B.A. 2020. Trends of decomposition and soil organic matter stocks in *Taxodium distichum* swamps of the southeastern United States. *PLoS One*, 15(1): e0226998.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0226998>

Middleton, B.A. & McKee, K.L. 2001. Degradation of mangrove tissues and implications for peat formation in Belizean island forests. *Journal of Ecology*, 89: 818-828. <https://doi.org/10.1046/j.0022-0477.2001.00602.x>

Meeder, J.F., Ross, M.S., Parkinson, R.W., Castaneda, S. 2020. Enhancing coastal wetland resilience to SLF: just add water? *Solutions*, 9(3). <https://www.thesolutionsjournal.com/article/enhancing-coastal-wetland-resilience-slr-just-add-water/>

Moomaw, W.R., Chmura, G., Davies, G., Finlayson, M., Middleton, B.A., Nutali, S.M., Perry, J.E., Roulet, N. & Sutton-Grier, A. 2018. Brinson Review: Wetlands in a changing climate: science, policy and management. *Wetlands*, 38: 183–205. <https://doi.org/10.1007/s13157-018-1023-8>

Osland, M.J., Day, R.H., Hall, C.T., Brumfield, M.D., Dugas, J.L. & Jones, W.R. 2017. Mangrove expansion and contraction at a poleward range limit: climate extremes and land-ocean temperature gradients. *Ecology*, 98(1): 125–137. <https://doi.org/10.1002/ecy.1625>

Poffenbarger, H.J., Needelman, B.A., Megonigal, J.P. 2011. Salinity influence on methane emissions from tidal marshes. *Wetlands*, 31(5): 831–842. <https://doi.org/10.1007/s13157-011-0197-0>

Sharma, S., MacKenzie, R.A., Tieng, T., Soben, K., Tulyasuwon, N., Resanond, A., Blate, G. & Litton, C.M. 2020. The impacts of degradation, deforestation and restoration on mangrove ecosystem carbon stock across Cambodia. *Science of the Total Environment*, 706. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019>

Taillardat, P., Thompson, B.S., Garneau, M. Trottier, K. & Friess, D.A. 2020. Climate change mitigation potential of wetlands and the cost-effectiveness of their restoration. *Interface Focus*, 10(5).
<http://dx.doi.org/10.1098/rsfs.2019.0129>

Troxler, T.G., Barr, J.G., Fuentes, J.D., Engel, V., Anderson, G., Sanchez, C., Lagomasino, D., Price, R. & Davis, S.E. 2015. Component-specific dynamics of river mangrove CO₂ efflux in the Florida coastal

Everglades. *Agricultural and Forest Meteorology*, 213: 273–282.

<https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2014.12.012>

Wickland, K.P., Krusche, A.V., Kolka, R.K., Kishimoto-Mo, A.W., Chimner, R.A., Ogle, S. & Srivastava, N. 2013. Inland wetland mineral soils. In *2013 Supplement to the 2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories: wetlands*. Intergovernmental Panel on Climate Change, Geneva, Switzerland.

Wilson, D., Blain, D., Couwenberg, J., Evans, C.D., Murdiyarso, E., Page, S.E., Wilson, Renou-Wilson, Rieley, J.O., Sirin, A., Strack, M. & Tuittila, E.-S. 2016. Greenhouse gas emission factors associated with rewetting or organic soils. *Mires and Peat*, 17: 1–28.

Worthington, T. & Spalding, M. 2018. *Mangrove restoration potential. A global map highlighting a critical opportunity.* (also available at: <https://www.iucn.org/sites/dev/files/content/documents/mangrove-tnc-report-final.31.10.lowspreads.pdf>)

Zhang, Z., Zimmermann, N. E., Stenke, A., Li, X., Hodson, E. L., Zhu, G., Huang, C. & Poulter, B. 2017. Emerging role of wetland methane emissions in driving 21st century climate change. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 114(36): 9647–9652. <https://doi.org/10.1073/pnas.1618765114>

15. 沿海和內陸的有機淡水森林復育

Beth A. Middleton¹, Eric Ward¹, Lorenzo Menichetti²

¹ US Geological Survey, Wetland and Aquatic Research Center, Lafayette, United States of America

美國地質調查局濕地與水生研究中心

² Now Ecology, SLU (Sveriges Lantbruksuniversitet), Uppsala, Sweden
瑞典農業科技大學 (SLU) 生態學系

註：本文就第 4.2.1 章關於泥炭地復育內容提供了一個具體觀點。關於該措施的完整概述，讀者也可以參閱第 4.2.1 章

1. 措施說明

泥炭地森林發生在世界各地的浸水土壤中，那裡的初級生產和缺氧狀態有助於土壤有機物的形成 (Günther et al., 2020)。溫室氣體排放可能來自具有機土壤的排水淡水森林。因此，透過水文復育使泥炭復濕（見本冊第 12 章資料表單的「泥炭地復育」），可以回復這些森林作為碳匯的功能，減少某些溫室氣體成分的排放 (Wilson et al., 2016)。雖然有機土壤森林的排水通常是農業、林業和泥炭收獲過程的一部分，但泥炭的乾燥會導致溫室氣體排放 (Wilson et al., 2016; Günther et al., 2020)。有機森林土壤重新注水以復育水文，可促使樹木健康、產量和有機物累積的增加 (Middleton, 1999, 2020a)，且整體大幅減少二氧化碳和氧化亞氮的排放 (Wilson et al., 2016)。根據先前土地利用的持續時間和性質，森林泥炭地的復育可以透過種子庫中殘留的種子，或透過洪水沖刷散佈的種子來獲得成功 (Middleton, 1999, 2000, 2003)。在泥炭地森林復育中，考慮受干擾的內陸泥炭土的養分狀況、水文和鹽度是很重要的 (Chimner et al., 2017)。此外，復育後的濕地與天然濕地的整體功能等效性是個具爭論性的議題 (Kolka et al., 2018)。

2. 適用範圍

泥炭地森林廣泛分佈於各大洲，至少存在於 180 個國家（ Parish et al., 2008 ），並分佈於沿海、內陸和高山地區。這些濕地在水文和肥力方面的差異很大。森林包括河岸、地下水供應和降水供應的類型，如氾濫平原的熱帶淡水闊葉林和棕櫚林（ Dargie et al., 2017 ）、溫帶沼澤林（ Middleton, 2020a, 2020b ）、寒帶酸性泥炭沼澤林（ boreal bog forest ）、溫帶窪地森林（ temperate bottomland forest ）和其他（ Kolka et al., 2018 ）。雖然在地景上廣泛存在，但泥炭地只佔陸地表面的 3%，總體土地面積約為 4.23 平方公里（ Xu et al., 2018 ）。

全球退化泥炭地森林的再濕，在復育的農業、林業和開挖泥炭地中對溫室氣體減排有正向作用（ Kolka et al., 2018 ）。天然森林泥炭地和排水泥炭地相比，二氧化碳排放、酸度和壓實程度較低（ Warren et al., 2016; Silvius, 2014; Runkle and Kutzbach, 2014，各別的）。在這些生態系統中，與土地清理和耕種有關的碳損失通常非常高，而且恢復緩慢（ Warren et al., 2016 ）。模型結果預測，在熱帶泥炭地森林的單次 25 年的油棕櫚輪伐中損失的碳，復育 75 年後，只有約 1 / 3 可以恢復（ Warren et al., 2016 ）。

耕作後恢復森林可能是困難的。在美國東南部的美國水松（ bald cypress ）〔落羽松（ *Taxodium distichum* ）〕沼澤，因為耕作期間土壤種子庫和微生物的損失，以及高度破碎的地景中缺乏散播（ Middleton, 1999, 2003 ），美國水松不會在廢棄的農田迅速重建。美國水松被移除後，如果森林重建緩慢，難分解的美國水松不容易在土壤中形成碳（ Middleton, 2020a ）。這些可能是某些潮濕的森林土壤在移除樹木後緩慢地累積碳的主要原因。

3. 對土壤有機碳庫存的衝擊

森林泥炭地的再濕有可能增加土壤中的碳儲量，以及熱帶、溫帶和寒帶環境中的地上植物生物量（ Warren et al., 2015; Wilson et al., 2016 · 表 54 ）。以樹木和地上根系（如氣根）為代表的地上碳庫存可以貢獻大量的「藍綠碳（ teal carbon ）」土壤有機質，特別是在缺氧狀態下，具有緩慢分解木材特性的樹種（ Middleton, 2020a, 2020b ）。

表 54. 研究或模型運行期間，恢復的退化泥炭地潛在減少的排放和土壤有機碳庫存變化的報告

| 地點 | 背景介紹 ¹ | 減少的排放和 / 或碳固存 | 持續時間 | 分析方法 | 更多資訊 | 參考文獻 |
|------------------|-------------------------|---|-----------------------|-----------------|---------------------------|--------------------------------|
| 退化的熱帶泥炭地 | 所有泥炭地（有林和無林）·復育地和退化地的比較 | 減少的排放 * : 16.7 (0.5~31.5) 噸碳 / 公頃 / 年的二氧化碳當量 | 基於 2005~2006 年的土地使用方式 | 全球退化泥炭地模型測繪的排放量 | 減少的排放包括二氧化碳、甲烷、氧化亞氮和溶解有機碳 | Leifeld and Meni-chetti (2018) |
| 退化的溫帶泥炭地 | | 減少的排放 * : 4.1 (2.6~5.4) 噸碳 / 公頃 / 年的二氧化碳當量 | | | | |
| 退化的寒帶泥炭地 | | 減少的排放 * : 4.6 (2.8~6.3) 噸碳 / 公頃 / 年的二氧化碳當量 | | | | |
| 東南亞（全區）的熱帶泥炭沼澤森林 | 為復育沼澤地森林而對油棕櫚林進行再浸水 | 減少的排放 : 45、110 和 140 噸碳 / 公頃 · 乾燥、溫和和潮濕氣候模型 | 75 年 | 只模擬二氧化碳的排放量 | 一年的油棕櫚耕種需 6~20 年的復育來抵消 | Warren et al. (2016) |
| | 消除油棕櫚樹輪伐之間的地表火災 | 減少的排放 : 545.8 噸碳 / 公頃 | 100 年 | | 僅基於缺乏火力的估計 | |
| 東南亞（全區）的熱帶泥炭地森林 | 經過 25 年的油棕櫚樹輪伐後復育的沼澤地 | 碳固存率 : 0.6~1.7 噸碳 / 公頃 / 年；減少的排放 : 12 噸碳 / 公頃 / 年 | 25 年 | | 不包括生物量；模型模擬 | |

| 地點 | 背景介紹 ¹ | 減少的排放和 / 或碳固存 | 持續時間 | 分析方法 | 更多資訊 | 參考文獻 |
|-------------------------|---------------------------|---|-----------|------|----------------------------------|-------------------------|
| 東南亞印尼婆羅洲的熱帶泥炭沼澤森林 | 退化泥炭地森林的模擬再浸水 | 減少的排放 : 2.6 噸碳 / 公頃 / 年的二 氧化碳當量 | 2004~2006 | 模型 | 基於二氧化碳和甲烷的腔 室測量的模型 | Page et al. (2009) |
| 馬來西亞、汶萊和印尼的熱帶泥炭沼澤森 林 | 改造後的油棕櫚樹人工林 | 減少的排放 : 19~32 噸碳 / 公頃 / 年 的二氧化碳當量 | 一年 | 實地研究 | 二氧化碳、甲烷和氧化亞 氮的腔室測量 | Cooper et al. (2020) |
| 全球的寒帶森林有機土壤 | 森林復濕 | 減少的排放 : 0.33~0.42 噸碳 / 公頃 / 年的二氧化碳當量 | 年份不一 | 文獻回顧 | 減少的排放，二氧化碳， 甲烷，氧化亞氮和溶解有 機碳 | Wilson et al. (2016) |
| | 耕地復濕 | 減少的排放 : 9.13 噸碳 / 公頃 / 年的 二氧化碳當量 | | | | |
| 全球的溫帶森林有機土壤 | 森林復濕；養分貧乏的土壤 ¹ | 減少的排放 : 2.31 噸碳 / 公頃 / 年的 二氧化碳當量 | 年份不一 | 文獻回顧 | 減少的排放，二氧化碳， 甲烷，氧化亞氮和溶解有 機碳 | Wilson et al. (2016) |
| | 耕地復濕 | 減少的排放 : 6.99 噸碳 / 公頃 / 年的 二氧化碳當量 | | | | |
| 全球的熱帶森林有機土壤 | | 減少的排放 : 14.97 噸碳 / 公頃 / 年的 二氧化碳當量 | | | | |

養分「貧乏」是指以雨水灌溉的環境，幾乎沒有外部投入的養分。^{*}面積加權平均數（範圍）
這些系統的排放基準線無從得知

4. 該措施的其他效益

4.1. 改善土壤性質

在融雪期後，復育的黑雲杉（black spruce）泥炭地的逕流是未復育地區的 25% (Shantz and Price, 2006)。

4.2. 最小化對土壤功能的威脅

表 55. 土壤威脅

| 土壤威脅 | |
|-----------|--|
| 土壤侵蝕 | 復育後的水逕流減少 (Shantz and Price, 2006)。 |
| 土壤鹽化和鹼化 | 隨著海平面上升、風暴潮和淡水的抽取，非常低程度的土壤鹽化會造成產量、存活和再生的下降。盡量減少淡水的過度使用，有助於防止植被破壞 (Middleton and Montagna, 2018)。 |
| 土壤酸化 | 再浸水 (reflooding) 可能會減少排水的有機森林土壤中的土壤酸化 (Silvius, 2014)。 |
| 土壤生物多樣性損失 | 透過種子庫轉移，透過洪水沖刷或種植來播種，提高生物多樣性 (照片 17 ; Middleton, 1999) |
| 土壤壓實 | 再浸水可能會減少壓實 (Runkle and Kutzbach, 2014)。 |
| 土壤水分管理 | 再浸水可以減少區域性洪水，特別至少部分管理用於自然保育的氾濫平原 (Middleton, 1999)。潮濕的泥炭地經常調節水流。熱帶洪泛區樹木的蒸發散作用可以減少水量 (Joosten, Tapio-Bistrom and Tol, 2012)。某些熱帶和溫帶洪泛區樹木的地上根系可以維持水文 (Joosten, Tapio-Bistrom and Tol, 2012; Miroslaw-Swiatek and Amataya, 2017; Middleton, 2020b)。 |
| 土壤有機物的累積 | 再浸水會減少有機物的分解 (Wilson et al., 2016a; Middleton, 2020a)。 |

4.3. 產量增加（如食物、燃料、飼料、木材）

復濕的排水有機土壤森林，可以增加樹木和相關森林產物的產量（Middleton, 1999）。

4.4. 緩解和適應氣候變遷

在已經排水的森林泥炭地再浸水會減少二氧化碳排放，但可能會增加甲烷排放（Haddaway et al., 2014），特別是在復濕後的幾年（Wilson et al., 2016）。需要注意的是，近期的渦流協方差（eddy covariance）研究得出結論，天然泥炭地森林的甲烷排放量可能比以前認為的要高（Deshmukh et al., 2020; Wong et al., 2020），可能是因為以前的腔室研究沒有捕捉到透過樹幹排出的甲烷（Pangala et al., 2013; Covey and Megonigal, 2019）。另一方面，氧化亞氮的排放往往隨著復濕而減少（Wilson et al., 2016）。

4.5. 社會經濟效益

碳匯功能最大化，因此復濕的有機森林可以減少全球熱化（Moomaw et al., 2018; Günther et al., 2019），以及火災造成的排放、空氣品質影響和財產風險（Turetsky et al., 2015; Warren et al., 2016）。

5. 該措施的潛在缺點

5.1. 權衡對土壤功能的其他威脅

表 56. 土壤威脅

| 土壤威脅 | |
|-----------|---|
| 土壤生物多樣性損失 | 可能無法獲得適合的植物材料，因為森林濕地的種子在耕作排水後就死亡了（照片 17；Middleton, 1999）。 |
| 土壤水分管理 | 再浸水減少了對土壤水和地表水的碳釋放（Wilson et al., 2016）。 |

5.2. 溫室氣體排放量增加

之前的土地使用情形對於復濕後土地的溫室氣體排放有很大影響。例如，廢棄農田再浸水後的甲烷排放量可能會非常高 (Hendriks et al., 2007; Harpenslager et al., 2015)。相比之下，移除樹木後再濕的寒帶泥炭地的甲烷排放水準會低許多 (Tuittila et al., 2000; Waddington, Toth and Bourbonniere, 2008)，但需要對不同土地利用的轉變進行更多研究 (Wilson et al., 2016)。關於二氧化碳、甲烷和氧化亞氮排放之間的權衡，見上文 4.4 章。

5.3. 與其他措施的衝突

水位升高會降低農業、林業和泥炭開採的價值 (Haddaway et al., 2014)，並有時阻礙作為運輸水道的運河和溝渠。特別是依賴排水的鄰近土地使用可能會受到區域性的威脅 (Joosten, 2014)，包括整個泥炭地和周圍地區。只有能適應高水位的物種會在徹底再濕後茁壯生長。

5.4. 產量減少（如食物、燃料、飼料、木材、纖維）

不太適應淹水的樹種在再浸水後會有較低的生產能力 (Middleton, 1999)，隨後土壤有機物的累積會減少，這取決於分解率或有機質 (Middleton, 2020a)。然而，濕地物種的生產能力會增加（見例如，經常產生泥炭土的高生產能力紅樹林）。

5.5. 其他衝突

土壤碳是生產基準和分解率的平衡。在低水位的淹水中會出現較高的初級生產，儘管最低的分解率出現在較深的淹水中 (Middleton, 2020a)。雖然在蓄水區可能更容易維持較深的水位，但自然水分境況，包括在生長季節至少偶爾水位下降的時期，可以最大限度地提高大多數濕地樹種的產量 (Middleton, 1999, 2020a)。

6. 實行該措施前的建議

耕種的熱帶泥炭地的沉降最終可能導致無法耕種（例如，東南亞的排水泥炭地，Hooijer et al., 2014），因此，復育可能成為減少碳排放具吸引力的土地利用替代方案（見本冊第 12 章資料表單的「泥炭地復育」）。其假設是，隨著時間的推移，水文復育修復了廢棄農田作為碳匯的功能，而且復濕的有機土壤中的二氧化碳去除率高於排水土壤（Wilson et al., 2016）。然而，耕作期間泥炭的碳損失會大幅超過該類型泥炭地在復育後重新捕獲大氣中的碳的能力。模型顯示，25 年的油棕種植過程中釋放到大氣中的碳，在水文復育 75 年後，只有 1/3 被重新捕獲（Warren et al., 2016）。例如，在 100 年的耕作中，包括四輪燃燒的油棕輪作，從泥炭中流失的碳比這些泥炭地 3000 年來的自然累積還要多（Warren et al., 2016）。此外，排水和退化的泥炭地若不進行水文復育，會繼續損失土壤碳，並在多年內增加火災風險。若未對廢棄農場進行積極管理，該情況尤其成問題（Turetsky et al., 2015; Warren et al., 2016; FAO, 2012）。

7. 採用該措施的潛在障礙

表 57. 採用該措施的潛在障礙

| 障礙 | 有 / 無 | |
|------|-------|---|
| 生物物理 | 有 | 水文的永久性變化，例如河道補給灌溉的下切（Middleton, 1999）。 |
| 文化 | 有 | 農民、泥炭開採者和其他土地管理者可能會因為傳統的、以排水為基礎的使用方式而反對將土地用途改變為復育性濕地。 |
| 社會 | 有 | 流域的部分發生變化可能會影響整個地區（Joosten, 2014）。利益相關者可能認為復濕是不可逆的，儘管有可能重新開挖溝渠或運河，或拆除水壩或排水障礙。 |
| 經濟 | 有 | 造成城市地區的淹水（Meeder et al., 2018）。造成下游的淹水減少影響農業（Silviusm, 2014）。 |
| 機構 | 有 | 可能需要公共資金和規劃（Joosten, 2014）。 |

| 障礙 | 有 / 無 | |
|----------------|-------|---|
| 法律 (土地權利) | 有 | 復育的法律障礙，如財產被浸水；土地法規；復育後土地可能無法使用傳統的利用方法，這樣土地就不再有其價值。 |
| 知識 | 有 | 植被復育的成功是難以捉摸的 (Middleton, 1999)。對於熱帶泥炭沼澤來說，復濕的泥炭地作為碳匯的能力還不是很清楚 (Wilson et al., 2016)。 |
| 其他 | 有 | 原有農田的復濕可以產生高甲烷排放 (Wilson et al., 2016)。 |

實例照片



照片 17. 伊利諾州南部的卡奇河，從種子庫中的種子進行短期耕作、傳播或重新種植後，排水有機森林中的植被可能會再生

參考文獻

- Bussell, J., Jones, D.L., Healey, J.R. & Pullin, A.** 2010. How do draining and re-wetting affect carbon stores and greenhouse gas fluxes in peatland soils? CEE Review 08-012 (SR49). *Collaboration for Environmental Evidence*. (also available at: www.environmentalevidence.org/SR49.html)
- Chimner, R.A., Cooper, D.J., Wurster, F.C. & Rochefort, L.** 2017. An overview of peatland restoration in North America: where are we after 25 years? *Restoration Ecology*, 25(2): 283–292.
<https://doi.org/10.1111/rec.12434>
- Cooper, H.V., Evers, S.L., Aplin, P., Crout, N., Dahalan, M.P.B. & Sjogersten, S.** 2020. Greenhouse gas emissions resulting from conversion of peat swamp forest to oil palm plantation. *Nature Communications*, 11: 407. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-14298-w>
- Covey, K.R. & Megonigal, J.P.**, 2019. Methane production and emissions in trees and forests. *New Phytologist*, 222(1): 35–51. <https://doi.org/10.1111/nph.15624>
- Dargie, G.C., Lewis, S.L., Lawson, I.T., Mitchard, E.T.A., Page, S.E., Bocko, Y.E. & Ifo, S.A.** 2017. Age, extent and carbon storage of the central Congo Basin peatland complex. *Nature*, 542: 86-90.
<https://doi.org/10.1038/nature21048>
- Deshmukh, C.S., Julius, D., Evans, C.D., Susanto, A.P., Page, S.E., Gauci, V., Laurén, A., Subiham, S., Agus, F., Ashyhari, A., Kurnianto, S., Suardiwerianto, Y. & Desai, A.R.** 2020. Impact of forest plantation on methane emissions from tropical peatland. *Global Change Biology*, 26(4): 2477–2495.
<https://doi.org/10.1111/gcb.15019>
- Günther, A., Barthelmes, A., Huth, V., Joosten, H., Jurasinski, G., Koebisch, F. & Couwenberg, J.** 2020. Prompt rewetting of drained peatlands reduces climate warming despite methane emissions. *Nature Communications*, 11: 1644. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-15499-z>
- Haddaway, N.R., Burden, A., Evans, C.D., Healey, J.R., Jones, D.L., Dalrymple, S.E. & Pullin, A.S.** 2014. Evaluating effects of land management on greenhouse gas fluxes and carbon balances in boreo-temperate lowland peatland systems. *Environmental Evidence*, 3: 5. <https://doi.org/10.1186/2047-2382-3-5>
- Harpenslager, S.F., van den Elzen, E., Kox, M.A.R., Smolders, A.J.P., Ettwig, K.F. & Lamers, L.P.M.** 2015. Rewetting former agricultural peatlands: Topsoil removal as a prerequisite to avoid strong nutrient and greenhouse gas emissions. *Ecological Engineering*, 84: 159–168.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.08.002>
- Hendriks, D.M.D., van Huissteden, J., Dolman, A.J. & van den Molen, M.K.** 2007 The full greenhouse gas balance of an abandoned peat meadow. *Biogeosciences*, 4: 411–424. <https://doi.org/10.5194/bg-4-411-2007>

- Hooijer, A. Triadi, B., Karyanto, O., Page, S.E., van der Vat & M. Erkens, G.** 2012. Subsidence in drained coastal peatland in SE Asia: implications for sustainability. *In Proceedings of the 14th International Peat Congress*. (also available at: <https://peatlands.org/assets/uploads/2019/06/Hooijer-176.pdf>)
- Joosten, H., Tapiro-Biström, M.-L. & Tol, S.** 2012. *Peatlands – guidance for climate change mitigation through conservation, rehabilitation and sustainable use*. Mitigation of Climate Change in Agriculture Series 5. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) and Wetlands International, Rome, Italy. (also available at: <http://www.fao.org/docrep/015/an762e/an762e.pdf>)
- Joosten, H.** 2014. Rewetting of drained peatland. *In* Biancalani, R. and Avagyan, A. (Eds.) *Mitigation of climate change in agriculture*, pp. 38–40. Series 9. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome, Italy.
- Kolka, R., Trettin, C., Tang, W., Krauss, K., Bansal, S., Drexler, J., Wickland, K., Chimner, R., Hogan, D., Pindilli, E.J., Benscoter, B., Tangen, B., Kane, E., Bridgman, S., Richardson, C.** 2018. Chapter 13. Terrestrial wetlands. *In* N. Cavallaro, G. Shrestha, R. Birdsey, R.G. Mayes, Najjar, S.C. Reed, P. Romero-Lankao & Z. Zhu (Eds.) *Second state of the carbon cycle report (SOCCR2): a sustained assessment report*, pp. 507–546. U.S. Global Change Research Program, Washington, DC, USA.
<https://doi.org/10.7930/SOCCR2.2018>.
- Leifeld, J. & Menichetti, L.** 2018. The underappreciated potential of peatlands in global climate change mitigation strategies. *Nature Communications*, 9: 1081. <https://doi.org/10.1038/s41467-018-03406-6>.
- Meeder, J., Ross, M.S., Parkinson, R.W. & Castaneda, S.** 2018. Enhancing coastal wetland resilience to SLR: just add water. *Solutions*, 9(3): <https://www.thesolutionsjournal.com/article/enhancing-coastal-wetland-resilience-slr-just-add-water/>
- Middleton, B.A.** 1999. *Wetland restoration, flood pulsing and disturbance dynamics*. John Wiley and Sons, New York.
- Middleton, B.A.** 2003. Soil seed banks and the potential restoration of forested wetland after farming. *Journal of Applied Ecology*, 40:1025–1034. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2003.00866.x>
- Middleton, B.A.** 2020a. Trends of decomposition and soil organic matter stocks in *Taxodium distichum* swamps of the southeastern United States. *PLoS One*, 15(1): e0226998.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0226998>
- Middleton B.A.** 2020b. Carbon stock trends of baldcypress knees along climate gradients of the Mississippi River Alluvial Valley using allometric methods. *Forest Ecology and Management*, 461: 117969.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.117969>
- Middleton, B.A. & Montagna, P.** 2018. Turning on the faucet to coastal wetlands. *Solutions* 9(3). (also available at: <https://www.thesolutionsjournal.com/article/turning-faucet-healthy-coast/>)
- Miroslaw-Swiatek, D. & Amatya, D.M.** 2017. Effects of cypress knee roughness on flow resistance and discharge estimates of the Turkey Creek watershed. Annals of Warsaw University of Life Sciences – SGH. *Land Reclamation*, 49: 179–199. <https://doi.org/10.1515/sggw-2017-0015>

Moomaw, W.R., Chmura, G., Davies, G., Finlayson, M., Middleton, B.A., Nutali, S.M., Perry, J.E., Roulet, N. & Sutton-Grier, A. 2018. Brinson Review: Wetlands in a changing climate: science, policy and management. *Wetlands*, 38: 183–205. <https://doi.org/10.1007/s13157-018-1023-8>

Page, S., Hoscilo, A., Wosten, H., Jaujainen, J., Silvius, M., Rieley, J., Ritzema, H., Tansey, K., Graham, L., Vasander, H. & Limin, S. 2009. Restoration ecology of lowland tropical peatlands in Southeast Asia: current knowledge and future research directions. *Ecosystems*, 12: 888–905. <https://doi.org/10.1007/s10021-008-9216-2>

Pangala, S.R., Moore, S., Hornibrook, E.R. & Gauci, V. 2013. Trees are major conduits for methane egress from tropical forested wetlands. *New Phytologist*, 197(2): 524–531. <https://doi.org/10.1111/nph.12031>

Parish, F., Sirin, A., Charman, D., Joosten, H., Minaeva, T. & Silvius, M. eds. 2008. *Assessment on peatlands, biodiversity and climate change*. Kuala Lumpur, Global Environment Centre and Wageningen, Wetlands International. 179 pp.

Runkle, B.R.K. & Kutzbach, L. 2014. Peatland characterization. In Biancalani, R. & Avagyan, A. (Eds.) *Mitigation of climate change in agriculture*, pp. 6–11. Series 9. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome, Italy.

Silvius, M. 2014. Plantation expansion and peatland conversion. In Biancalani, R. & Avagyan, A. (Eds.) *Mitigation of climate change in agriculture*, pp. 53–57. Series 9. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome, Italy.

Tuittila, E.-S., Komulainen, V.-M., Vasander, H., Nykänen, H., Martikainen, P.J. & Laine, J. 2000. Methane dynamics of a restored cut-away peatland. *Global Change Biology*, 6: 569–581. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2486.2000.00341.x>

Turetsky, M.R., Benscoter, B., Page, S., Rein, G., Van Der Werf, G.R. & Watts, A. 2015. Global vulnerability of peatlands to fire and carbon loss. *Nature Geoscience*, 8(1): 11–14. <https://doi.org/10.1038/ngeo2325>

Waddington, J.M., Tóth, K. & Bourbonniere, R.A. 2008. Dissolved organic carbon export from a cutover and restored peatland. *Hydrological Processes*, 22: 2215–2224. <https://doi.org/10.1002/hyp.6818>

Warren, M., Frolking, S., Dai, Z., & Kurnianto, S. 2016. Impacts of land use, restoration, and climate change on tropical peat carbon stocks in the twenty-first century: implications for climate mitigation. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 22: 1041–1061. <https://doi.org/10.1007/s11027-016-9712-1>

Wilson, D., Blain, D., Couwenberg, J., Evans, C.D., Murdiyarso, E., Page, S.E., Wilson, Renou-Wilson, F., Rieley, J.O., Sirin, A., Strack, M. & Tuittila, E.-S. 2016. Greenhouse gas emission factors associated with rewetting of organic soils. *Mires and Peat*, 17(4): 1–28. <https://doi.org/10.19189/MaP.2016.OMB.222>

Wong, G.X., Hirata, R., Hirano, T., Kiew, F., Aeries, E.B., Musin, K.K., Waili, J.W., San Lo, K. & Melling, L. 2018. Micrometeorological measurement of methane flux above a tropical peat swamp forest. *Agricultural and Forest Meteorology*, 256: 353–361. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2018.03.025>

Xu, J., Morris, P.J., Liu, J. & Holden, J. 2018. PEATMAP: refining estimates of global peatland distribution based on a meta-analysis. *Catena*, 160: 134–140.
<https://doi.org/10.1016/j.catena.2017.09.010>

Zhu, Y., Purdy, K.J., Eyice, Ö., Shen, L., Harpenslager, S.F., Yvon-Durocher, G., Dumbrell, J.J. & Trimmer, M. 2020. Disproportionate increase in freshwater methane emissions induced by experimental warming. *Nature Climate Change*, 10: 685–690. <https://doi.org/10.1038/s41558-020-020-0824-y>

濕地

重要濕地生態系統

稻田

16. 稻田水位管理

Sara Ibáñez Asensio

Plant Production Department, Universitat Politècnica de València, Valencia, Spain

西班牙瓦倫西亞理工大學植物生產系

1. 措施說明

水位 (water level) [或水平面 (water sheet)] 管理是讓土壤有機碳固存和濕地栽培區溫室氣體排放平衡的關鍵。沿著土壤剖面 (soil profile) 的水平面控制著甲烷、氧化亞氮和二氧化碳的排放：在洪泛期，缺氧的土壤狀態促使甲烷排放增加（由於厭氧土壤菌的活動），二氧化碳排放減少（由於土壤好氧菌的礦化作用有限）。這通常也會促使土壤有機碳固存率的增加。相反，在乾旱時期，有氧土壤條件促使甲烷排放減少，二氧化碳和氧化亞氮排放增加。

就稻田而言，土壤剖面中的水平面也能決定作物產量。例如，淹水 (submergence) 或高水位可以更好地控制雜草，提高肥料的使用效率。另一方面，排水對修正的土壤、植物及大氣物質之間的交換非常重要，如銨態氮 (ammonia-N) 、硫化氫 (hydrogen sulphide) 和其他在淹水期間還原條件下產生的有害物質很重要。每個農業地區的稻農所選擇的管理措施對全球的影響絕不只是個小議題，因為水稻是世界上超過一半人口的主要穀類作物，全世界每年大約種植 7.5 億噸水稻。稻田覆蓋 129 萬平方公里，略高於全世界濕地的 10% (Ramsar, 2018) 。

稻田 (水田) 可以在幾種水文條件下種植：

- ◆ 連續浸水 (continuous waterlogging, CW) : 除了進行土壤調理、施肥和水稻收割任務時，浸水是永久性的，而且；
- ◆ 乾濕交替 (alternate wetting and drying, AWD) : 最常用的水制度，包括湛水和排水的交替進行，直到土壤乾燥，甚至只是潮濕，然後再次湛水。（照片

18、照片 19 和照片 20)。目的在控制水位高度，升高和降低到不同的深度，但始終保持在確保水稻生長所需的足夠濕度的水位。可以採取不同的行動來管理地下水位高度，如：

- 季中排水 (mid-season drainage, MSD)：浸水的土壤在插秧 21 天後排水 30 天；在這段時間內，土壤是乾燥或潮濕的，其餘時間保持浸水狀態。
 - 交替濕潤 (alternative Wetting, AW)：在整個水稻週期中，將浸水的土壤排乾數次，縮短乾燥行為的時間間隔；
 - 間歇灌溉 (intermittent irrigation, II)：重複進行排水和灌溉，減少了使用的水，並確保更長期的有氧狀態。
 - 控制灌溉 (controlled irrigation, CI)：在作物週期內，土壤保持比浸水時更乾燥或潮濕的狀態，即水層高度為 10 公分或更高的深層湛水，使水稻土壤在生長季節的乾燥度為 60~80% (水稻種子綠化後不湛水)。
- ◆ 雨水灌溉加噴灑灌溉 (sprinkler, S)：在水稻生長週期的任何時候都不土壤湛水，而是進行灌溉以確保土壤水分保持在作物所需的水準。

在氣候變化和世界上許多濕地日益缺水的情況下，所使用的灌溉系統變得非常重要。在水稻中使用噴灑灌溉機，因為它可以成為一種智慧型水管理，有效地促進減少水的消耗。這兩種系統 (乾濕交替和噴灑灌溉) 還可以降低成本，這是現代農業的另一個巨大挑戰。

2. 適用範圍

水平面管理可應用於多種氣候條件，從熱帶和亞潤濕到地中海地區。以簡單的方式確定乾濕交替策略的適用性，關鍵是要考慮到基本的環境因素，如氣候參數 (溫度、雨水和潛在蒸發散量) 和一些土壤性質 (滲透潛力和質地)。根據其組合，農民必須選擇最佳的排水策略，同時保持不降低作物產量的水準，並允許農業工作的進行。例如，在菲律賓，96.7% 的水稻區在旱季中等或極度適合乾濕交替；但在雨季，典型的季風大量降雨和中高黏粒含量導致水量過大，在寬闊的水稻區難以排水 (Sander et al., 2017)。在乾燥的氣候下 (如地中海氣候)，當稻田條件充足時，乾濕交替可以成功應用，在不降低水稻產量的情況下減少甲烷排放和水消耗。一個重要的因素是，如果由於降雨量少而缺水，管理制度會顯著影響土壤的物理化學性質，因此增加了觀察其長期影響的重要性 (Fangueiro et al., 2017; Meijide et al., 2017)。

3. 對土壤有機碳庫存的衝擊

對傳統水稻輪作管理地區的研究表示，由於在土壤發育的前 100 年中形成了有機物與礦物結合，長期的浸水會加強潮濕土壤條件下有機碳的緩慢累積。在中國進行的一項統合分析表示，長期而言，碳的最高儲存能力與鐵累積型（Fe-accumulating）和鐵淋溶型（Fe-leaching）稻田土壤的成土亞群有關（Pan et al., 2003）。

這篇論文解釋了為什麼在傳統淹水種植的條件下比非淹水的高原作物貢獻更多的有機碳。例如，在中國東部，栽培了 50~2000 年的水稻，A 土層的數值為 17.8~30 克 / 公斤碳，而在非水稻土壤中只達到 11 克 / 公斤碳（Wissing et al., 2014）；或在近期的水稻土壤中達到 15~16 克 / 公斤碳（Xiong et al., 2015; Chen et al., 2017）。如此看來，與雨養栽培相比，中國的水稻灌溉栽培促使水稻土壤中的土壤有機碳儲量增加。Pan 等人（2003）在報告中提到，在 1990 年代，水稻種植導致的碳固存總量達到中國每年二氧化碳排放總量的一半。

隨著土壤乾燥時間的增加，乾濕交替會對碳固存產生負面影響，但可以透過實施不同的耕作技術〔如免耕、生物質摻入（incorporation）、改良品種〕來抵消這些影響。表 58 顯示了在連續浸水和乾濕交替栽培的稻田中的土壤有機碳含量；在不同時間段，摻入生物質（CB）或稻稈（RS）和不摻入（慣行耕犁，CT）。作為一個總體概念，表 58 中的數值表示：

- ◆ 無論水位管理方法（連續浸水相較於乾濕交替），短期實驗中的有機碳累積較少（Huque et al., 2017 相比於 Zhang et al., 2010; Chen et al., 2017; Xionghu et al., 2011）。
- ◆ 時間對有機碳累積的重要性跟水管理的變化有關。Haque 等人（2017）報告在為期一年的實驗中有最小差異，而 Chen 等人（2017）顯示 100 多年來水稻的碳庫存的演變是與乾燥周期有關。
- ◆ 稻稈摻入（RS）的正向影響。Zhang 等人（2010）和 Xionghu 等人（2011）顯示了類似的庫存記錄，儘管耕作年限非常不同（幾千年與 28 年）。
- ◆ 在連續浸水或乾濕交替管理之間，覆蓋作物生物量（B）的摻入具有正向和類似的效果（Haque et al., 2017）。

表 58. 水位管理用的土壤有機碳庫存和土壤有機碳庫存變化報告

| 地點(參考文獻) | 氣候(年平均降水量·年平均溫度) | 土壤類型 | 作物和土壤管理 | 水分管理 | 土壤有機碳庫存或集中 | 深度(公分) | 持續時間 | 肥料添加量(噸/公頃) |
|---------------------------------------|------------------------|---|---|------|---|--------|------------|---|
| 中國東部江蘇太湖平原(Zhang et al., 2010·資料重新計算) | 亞熱帶季風(1177 毫米·15.7°C) | 普通簡育濕潤弱育土(Entic Hapludept): 39% 的黏粒含量·24 克碳/公斤·1 克/立方公分·pH 值: 6.5 | 稻米品種: cv. <i>Wuyunjing</i> 7 | 連續浸水 | 34.4 噸碳/公頃 | 0~15 | 幾千年來的稻田 | 無機肥 + 尿素 |
| 中國南部湖南省望城區(Xionghui et al., 2012) | 1370 毫米·17°C | 紅黃色的水稻土·pH 值: 6.6 | 稻米品種: 慣行和雜交(<i>Xiang</i> 67); 雙季稻(double rice, DR)典型的 地方管理: 稻稈摻入和慣行耕犁 | 連續浸水 | 33.2 噸碳/公頃; 額外的碳儲量: 0.075 噸碳/公頃/年 | 不適用 | 28 年 | 稻稈: 2*2.63 噸/公頃; 氮磷鉀: 早期 + 晚期· 氮: 0.15+0.18 噸/公頃; 磷: 2x0.038 噸/公頃; 鉀: 2x0.0996 噸/公頃 |
| 亞洲中國南部湖南省桃源縣(Chen et al., 2017) | 熱帶潤濕季風(1450 毫米·16.5°C) | 土壤來自於 | | 連續浸水 | 42.9 噸碳/公頃 | 0~20 | 100 多年來的稻田 | |

| 地點(參考文獻) | 氣候(年平均降水量·年平均溫度) | 土壤類型 | 作物和土壤管理 | 水分管理 | 土壤有機碳庫存或集中 | 深度(公分) | 持續時間 | 肥料添加量(噸/公頃) |
|----------------------------------|-------------------------------|----------------------------------|--|--|--|--------|-----------------|--|
| | | 第四紀紅色黏土 | | 乾濕交替雨季:濕潤和乾燥週期旱季:乾燥 | 35.5 噸碳/公頃 | | 八年棄耕期間慣行耕犁下的雙季稻 | |
| 北韓南部晉州 (Haque et al., 2017) | 大陸型季風 (1528 毫米 · 13.5°C) | 坋質壤土 (Silty loam) · 20.4 克有機碳/公斤 | - 稻米品種 : <i>V. Japonica</i> - 不同的覆蓋作物生物量摻入水稻中 (CB0、CB1、CB2 和 CB3) | 淹水時有 5~7 公分的水 連續浸水 乾濕交替(季中排水) : 插秧 21 天後 · 排乾 30 天 | CB0: 4.7 克碳/公斤; CB1: 5.99 克碳/公斤; CB2: 7.67 克碳/公斤; CB3: 5.78 克碳/公斤 CB0: 4.59 克碳/公斤; CB1: 5.87 克碳/公斤; CB2: 7.61 碳/公斤; CB3: 5.72 克碳/公斤 | 不適用 | 1 年 | 覆蓋作物生物量的摻入率和氮磷鉀(噸/公頃) · CB0: 0; CB1: 3; CB2: 6; CB3: 12。 氮磷鉀: 氮: 0.09; 磷: 0.02; 鉀: 0.048 |

CW : 連續浸水 ; AWD : 乾濕交替 ; MSD : 季中排水 ; DR : 雙季稻 ; CT : 慣行耕犁 ; RS : 稻稈摻入

4. 該措施的其他效益

4.1. 改善土壤性質

透過排水降低水平面和增加乾燥期所帶來的最大改善是，透過轉化為有氧狀態，改善土壤的氧化條件，減少鐵的氧化還原過程，在下一個休耕季節改善土壤的滲透性（Chen et al., 2017; Shiratori et al., 2007）。

季中排水對切斷銨態氮的供應和確保一些理想的植物特性很重要，例如，與上位葉（upper leaves）、下位節間、穗的形成和健康的根系生長有關。此外，該作用可以去除硫化氫和其他有害物質，這些物質是由微生物在淹水的還原條件下產生的（Amin, Rowshon and Aimrun, 2011）。

在水面升高和水稻浸水期間，缺氧狀態會增加土壤中的總碳和熱水可萃取之碳（hot water extractable carbon），降低容積密度，並誘發土壤團粒安定化（Shiratori et al., 2007; Wissing et al., 2014）。

4.2. 最小化對土壤功能的威脅

表 59. 土壤威脅

| 土壤威脅 | |
|-----------|--|
| 土壤鹽化和鹼化 | 在沿海地區，淹水後，鹽鹼化會因稀釋效應而減少；例如，在泰國，水的排放使土壤鹽度減少了 50%（Maeght et al., 2005）。 |
| 土壤沾染 / 污染 | 維持表土以下的水平面，可以減少用金屬富集的水（water enriched）或污染水澆灌土壤，減少對污染物的吸收，如砷（Spanu et al., 2012）。 |

4.3. 產量增加（如食物、燃料、飼料、木材）

水平面的管理可以調節水稻產量。在西班牙，Fangueiro 等人（2017）發現，當連續浸水被雨養灌溉和慣行耕犁取代時，乾燥時間的增加導致產量下降，最高可達 50%。在中國亞熱帶稻田等降雨充沛的免耕條件下，用連續浸水取代乾濕交替代表著產量僅下降 10%（從約 7.5 噸 / 公頃降至約 6.5 噸 / 公頃）（Xu et al., 2015）。相反，在西班牙半乾旱地區使用免耕條件時，灌溉系統的改變甚至代表著產量的輕微增加。

4.4. 緩解和適應氣候變遷

一般來說，與連續浸水做法相比，實施乾濕交替管理可轉會成較低的排放量。在不同氣候條件下收集的數據證實，擴大土壤乾燥期可以減少甲烷，進而降低全球暖化潛勢和溫室氣體強度（Sriphrom et al., 2019; Nelson, 2015）。此外，Shiratori 等人（2007）表示，在排水不良的黏土質稻田下面安裝地下排水管（0.6~0.8 公尺以下）也有助於在雨季減少高達 70% 的甲烷排放。在 Haque 等人（2017）的研究中，由於礦化作用，生物質的摻入被轉化並增加的排放，影響了全球暖化潛勢（表 60）。

表 60. 根據水位管理（連續浸水與乾濕交替或噴灑灌溉）做的溫室氣體排放和全球暖化潛勢比較

| 地點 (參考文獻) | 氣候 (年平均降水量 · 年平均溫度) | 土壤類型 | 持續時間 (年) | 作物和土壤管理 | 肥料添加量 | 水分管理 | 溫室氣體排放 (噸 / 公頃 / 年) | | | 全球暖化潛勢 (噸二氧化碳當量 / 公頃 / 年) | | |
|--|---------------------------------------|-------------------------------------|--|----------------------------|--|--|--|--------|-------|---|------|--|
| | | | | | | | 甲烷 | 氧化亞氮 | 二氧化碳 | | | |
| 義大利波谷 (Meijide et al., 2017) | 地中海地區 (650 毫米 · 12.3°C · 2009 年) | 從壤土到黏質壤土 · 聚鈣灰黏土 (Calcic Gleysol) | 2 年 · 連續浸水 (2009) · 乾濕交替 / 季中排水 (2010) | 收穫後不耕種 | 氮 (無機肥) · 2009 : 0.13 噸 / 公頃 2010 : 0.12 噸 / 公頃 | CW 季中排水 (AWD / MSD) | 0.37 | 0.0008 | | 11.48 | | |
| | | | | | | | 0.21 | 0.0011 | 不適用 | 2.89 | | |
| 西班牙埃斯特雷馬杜拉地區 (Fangueiro et al., 2017) | 地中海地區 (<480 毫米 · 16.8°C) | 壤土 多水人為土 (Hydric Anthrosol) | 3 | 慣行耕犁 | 氮 (無機肥) · 0.14 × 2=0.28 噸 / 公頃 | 浸水時有 10 公分的水 | CW | 0.35 | 0.011 | 6.7 | 19.4 | |
| | | | | | | | 灑水車 | 0.004 | 0.008 | 10.2 | 12.4 | |
| | | | | 免耕 | | | CW | 0.12 | 0.014 | 5.3 | 12.5 | |
| | | | | | | | 灑水車 | 0.001 | 0.006 | 5.8 | 7.39 | |
| 印度勒克瑙 (Tyagi, Kumari and Singh, 2010) | 濕潤亞熱帶地區 (1001 毫米 · 25.2°C) | 砂質壤土 | 1 | 稻米品種： <i>Somali4006</i> | 不適用 | CW 對季中排水 (AWD / MSD) 在所有情況下 · 浸水時的水位為 4~8 公分 排水： MSD1：在無性繁殖週期有一次 MSD2：7 天 · 70 DAP AW：3 天 · 21 和 77 DAP | 日平均數 (公斤 / 公頃 / 天) CW : 3.5 MSD1: 3.15 MSD2 : 2.2 AW : 2.04 | 不適用 | 不適用 | CW : 8.15 MSD1 : 7.41 MSD2 : 5.1 AW : 4.82 | | |

| 地點 (參考文獻) | 氣候 (年平均降水量 · 年平均溫度) | 土壤類型 | 持續時間 (年) | 作物和土壤管理 | 肥料添加量 | 水分管理 | 溫室氣體排放 (噸 / 公頃 / 年) | | 全球暖化潛勢 (噸二氧化碳當量 / 公頃 / 年) | |
|----------------------------------|-------------------------------|-------|----------------|---|---|---|--|--------------|--|--|
| | | | | | | | 甲烷 | 氧化亞氮 二氧化碳 | | |
| 中國中部低地 湖北 (Xu et al., 2015) | 亞熱帶季風 (1500 毫米 · 17.5°C) | 坋質黏壤土 | 1 (研究地區的乾旱年) | 免耕 稻米品種： HY3 (抗旱) 和 HYY299 (典型) | 不適用 | CW | HY3 : 0.96 HYY299 : 0.92 | 不適用 | HY3 : 9.25 HYY299 : 7.45 | HY3 : 35.55 HYY299 : 32.26 |
| | | | | | | 交替濕潤 (AWD / AW) 排水： AW1 : 土壤總是潮濕的 AW2 : 讓土壤乾燥 | AW1 HY3 : 0.37 HYY299 : 0.38 AW2 HY3 : 0.18 HYY299 : 0.15 | | AW1 HY3 : 12.14 HYY299 : 15.44 | AW1 HY3 : 23.99 HYY299 : 27.99 |
| 北韓金州 (Haque et al., 2017) | 大陸季風 (1528 毫米 · 13.5°C) | 坋質壤土 | 1 | 稻米品種： <i>Japonica</i> | 氮 : 0.09 噸 / 公頃 磷 : 0.02 噸 / 公頃 鉀 : 0.048 噸 / 公頃 覆蓋作物生物量的摻入 (噸 / 公頃) : CB0 : 0 CB1 : 3 CB2 : 6 CB4 : 12 | CW 浸水時有 5~7 公分的水 | 不適用 | 不適用 | CB0 : -1 CB1 : 5 CB2 : 6 CB4 : 12 | CB0 : 5 CB1 : 8 CB2 : 23 CB4 : 40 |
| | | | | | | 季中排水 (MSD / AWD) 排水 30 天 · 21 DAP | | | CB0 : -1.8 CB1 : 2 CB2 : 5 CB4 : 11 | CB0 : 4 CB1 : 6 CB2 : 16 CB4 : 21 |

CW : 連續浸水 ; AWD : 乾濕交替 ; MSD : 季中排水 ; AW : 交替濕潤 ; DAP : 種植後的天數 (days after planting) ; CB : 覆蓋生物量的摻入 (cover biomass incorporation)

4.5. 社會經濟效益

一方面，高效的水位管理是在缺水地區節約資源的好措施，因為這些地區需要淨化水，或從水井中提取，因此經濟成本較高。例如，對於像菲律賓這樣比較潮濕的天氣條件，普遍應用乾濕交替可以節省 30% 的水 (Sander et al., 2017; Nelson et al., 2015)。另一方面，可以減少肥料消耗，因為原本淹水的田地在季中排水，對有機肥的施用的影響比甲烷更大。此外，在大多數情況下代表著較低的蒸發散率 (Mejjide et al., 2017)。

4.6. 該措施的其他效益

對稻田水位波動的研究表示，厭氧時間的增加會有利於其他植物物種的生長。一個例子是由 Nishio 等人 (2006) 說明的，他們確定洪泛區的水位波動和稻田周圍的河流水位的人工管理，影響了圓頂珠蚌 (*Unio douglasiae nipponensis*) 的空間分佈。

5. 該措施的潛在缺點

5.1. 權衡對土壤功能的其他威脅

表 61. 土壤威脅

| 土壤威脅 | |
|-----------|--|
| 土壤鹽化和鹹化 | 在敏感的沿海濕地，縮短浸水期或降低地表的水位高度，會加劇海洋入侵造成的土壤鹽化 (Moreno-Ramón et al., 2015)。 |
| 土壤壓實 | 在有氧的情況下，有機物的快速分解往往會限制土壤團粒的穩定性 (Wissing et al., 2014)。 |
| 土壤生物多樣性損失 | 在用水量最少的情況下，土壤條件非常不同，生物群和雜草的變化可能很重要 (Nielsen et al., 2009)。 |

5.2. 溫室氣體排放量增加

乾濕交替管理往往導致二氧化碳和氧化亞氮排放的增加，有時甚至是顯著的增加。如同在相關的地中海地區一樣，在沒有排水的情況下，中間地下水位的排水可能不會顯著增加氧化亞氮的通量（表 60）。

5.3. 產量減少（如食物、燃料、飼料、木材）

一般來說，在任何天氣和土壤條件下，季中排水、雨養等節水技術都會導致糧食減產（Meijide et al., 2017）。為避免乾濕交替管理下的減產，可以採用一些補充措施，如及時灌溉、協調灌溉與施肥、雜草防治等（Zhi, 2000）。例如，Fangueiro 等人（2017）的田間經驗提到，採用免耕和噴灑灌溉的樣區獲得的穀物產量（8.2 噸 / 公頃），與採用連續浸水和慣行耕作的田地的產量（6.7~8.9 噸 / 公頃）相似。

6. 實行該措施前的建議

節水措施的成功實施是基於同時改進農藝措施。因此，有必要瞭解土壤性質，如導電度、質地、容積密度和 pH 值，以及氣候條件，這些因素決定了土壤中的水分流動及其肥力（Amin et al., 2011; Fangueiro et al., 2017）。主要的可用策略包括施肥和其他農藝管理，開發改良品種、改變作物種植日期、優化利用降雨，雨養田補充灌溉，改善水的分佈，以及水的再利用或回收。例如，仲夏排水、間歇性灌溉和地下排水系統會加速金屬離子淋溶，導致稻田退化，因此，施用金屬離子物質是提高土壤氧化能力的可能對策。

一般來說，摻入有機物改良劑是一個很好的選擇，儘管總是不超過一定的閾值水平，因為從那裡產量會再次下降（Haque et al., 2017）。在任何情況下，我們都不能忘記，更多的改良代表更多的有機碳和通常更多的排放。

亞洲許多地區普遍推薦的措施，且在菲律賓、越南和孟加拉國運行良好，是大約在插秧後 2~3 周（或播種後 3~4 周），包括生長季節，開始進入乾燥階段（Nelson et al., 2015）。一般來說，田地乾燥達到飽和土壤區在土壤表面以下約 10~15 公分的水位。這時，再進行灌溉，直到田地積水達到 3~5 公分。整個過程可由水壓計（piezometer）控制（照片 21）。根據該地區的土壤和雨水狀況，土壤乾燥時間可長達 10 天。在任何情況下，灌溉時間的選擇（土壤乾燥或仍然有些潮濕）都是相應的，因為如果等待土壤完全乾燥，穀物產量和地上部生物量會減少（Xu et al., 2015）。這些措施需要記住的一點是，在插秧和適當的生根後，以及在開花階段，需要高水位的水。

另一方面，在分蘖、稻穗發育和成熟階段需要低水位。在乳熟期 (milk stage) 需要大約五公分的水深，以便將儲存在植物體內的養分轉移到穗部或稻穗，使發育中的穀物或小穗健康發育 (Amin et al., 2010)。

在北韓的南方採用的推薦措施 (Haque et al., 2017) 包括摻入覆蓋作物生物量 (三噸 / 公頃)，與連續浸水相比，該措施保持了最佳且不斷提高的水稻產量水準。兩個系統 (乾濕交替和連續浸水) 之間的產量差異並不明顯，但乾濕交替減少了水的投入和溫室氣體排放。因此，在雨養地區，使用補充方法，如應用薄的透明塑膠薄膜，或摻入稻稈，可以提高管理效率；尤其是在尋求灌溉以保持土壤濕潤而沒有積水的情況下。

7. 採用該措施的潛在障礙

表 62. 採用該措施的潛在障礙

| 障礙 | 有 / 無 | |
|----|-------|---|
| 文化 | 有 | 農民傾向於盡可能地將田地淹水 (Howell, Shrestha and Dodd, 2015)。 |
| 經濟 | 無 | 補充措施的費用 (雨季排水、雜草控制、管理可行性的初步測試等)。 |
| 知識 | 有 | 個別農民可能不知道乾濕交替措施可以在不影響他 / 她的田地產量的情況下為他 / 她的農民同伴節約用水。一些農民認為乾濕交替會增加雜草的侵擾 (Howell, Shrestha and Dodd, 2015)。因此，有必要建立這種意識。 |

實例照片



照片 18. 西班牙瓦倫西亞清除乾濕交替中的水



照片 19. 西班牙瓦倫西亞阿爾布菲拉稻田中的淹水情況



照片 20. 西班牙瓦倫西亞阿爾布菲拉地中海濕地的乾涸田地



照片 21. 水壓計

表 63. 第 4 冊和第 6 冊中的相關案例研究

| 標題 | 地區 | 研究時間 (年) | 冊數 | 案例研究 編號 |
|----------------|----|-------------|----|------------|
| 印尼和泰國雨養稻田的水分境況 | 亞洲 | 1 和 3 | 6 | 16 |

參考文獻

- Amin, M.S.M., Rowshon, M.K. & Aimrun, W.** 2011. Paddy Water Management for Precision Farming of Rice. In Uhlig, U. (Ed.). *Current Issues of Water Management*. <https://doi.org/10.5772/28883>
- Chen, A., Xie, X., Ge, T., Hou, H., Wang, W., Wei, W. & Kuzyako, W.** 2017. Rapid decrease of soil carbon after abandonment of subtropical paddy fields. *Plant Soil*, 415: 203-214. <https://doi.org/10.1007/s11104-016-3154-0>
- Fangueiro, D., Becerra, D., Albarrán, A., Peña, D., Sanchez-Llerena, J., Rato-Nunes, J.M., López-Piñeiro, A.** 2017. Effect of tillage and water management on GHG emissions from Mediterranean rice growing ecosystems. *Atmospheric Environment*, 150: 303-312. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.11.020>
- Haque, M., Biswas, J.C., Kim, S.W. & Kim P.J.** 2017. Intermittent drainage in paddy soil: ecosystem carbon budget and global warming potential. *Paddy Water Environ*, 15: 403-411. <https://doi.org/10.1007/s10333-016-0558-7>
- Howell, K.R., Shrestha, P. & Dodd, I.C.** 2015. Alternate wetting and drying irrigation maintained rice yields despite half the irrigation volume, but is currently unlikely to be adopted by smallholder lowland rice farmers in Nepal. *Food and Energy Security*, 4(2): 144–157. <https://doi.org/10.1002/fes3.58>
- Maeght, J.L., Grungerger, O., Hammecker, C., Sukchan, S., Hartmann, C. & Wiriyakinateekul, W.** 2005. Salinity control by farmers practices in sandy soil. In *Proceedings of Management of Tropical Sandy Soils for Sustainable Agriculture: A holistic approach for sustainable development of problem soils in the tropics*. 27th November – 2nd December 2005, Khon Kaen, Thailand
- Meijide, A., Gruening, C., G., Goded, I., Seufert, G. & Cescatti, A.** 2017. Water management reduces greenhouse gas emissions in a Mediterranean rice paddy field. *Agriculture, Agri. Ecosys. Environ.*, 238: 168-178. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.08.017>
- Moreno-Ramón, H., Marqués-Mateu, A., Ibáñez-Asensio, S. & Gisbert, J.M.** 2015 Wetland soils under rice management and seawater intrusion: characterization and classification. *Spanish Journal of Soil Science*, 5(2): 111–129.
- Nelson, A., Wassmann, R., Sander, B.O. & Palao, L.K.** 2015. Climate-Determined Suitability of the Water Saving Technology "Alternate Wetting and Drying" in Rice Systems: A Scalable Methodology demonstrated for a Province in the Philippines. *PLOS ONE*, 10(12): e0145268. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0145268>
- Nielsen, D. & Brock, M.A.** 2009. Modified water regime and salinity as a consequence of climate change: prospects for wetlands of Southern Australia. *Climatic Change*, 95: 523-533. <https://doi.org/10.1007/s10584-009-9564-8>
- Nishio, M., Tanaka, H., Tanaka, D., Kawakami, R., Edo, K. & Yamazaki, Y.** 2016. Managing Water Levels in Rice Paddies to Conserve the Itasenpara Host Mussel *Unio douglasiae nipponensis*. *Journal of Shellfish Research*, 35(4): 857-863. <https://doi.org/10.2983/035.035.0414>

Pan, G., Li, L., Zhang, X., Dai Jingyu, Z.Y. & Zhang, P. 2003. Soil organic carbon storage of China and the sequestration dynamics in agricultural lands. *Advances in Earth Science*, 18(4): 609–618.

Ramsar Convention on Wetlands. 2018. *Global Wetland Outlook: State of the World's Wetlands and their Services to People 2018*. Gland, Switzerland, Ramsar Convention Secretariat. (also available at: https://static1.squarespace.com/static/5b256c78e17ba335ea89fe1f/t/5b9ffd2e0e2e7277f629eb8f/1537211739585/RAMSAR+GWO_ENGLISH_WEB.pdf)

Sander, B.O., Wassmann, R., Palao, L.K. & Nelson, A. 2017. Climate-based suitability assessment for alternate wetting and drying water management in the Philippines: a novel approach for mapping methane mitigation potential in rice production. *Carbon Management*, 8(4): 331-342.

<https://doi.org/10.1080/17583004.2017.1362945>

Spanu, A., Daga, L., Orlandoni, A.M. & Sanna, G. 2012. The role of irrigation techniques in arsenic bioaccumulation in rice (*Oryza sativa* L.). *Environ. Sci. Technol.*, 46: 8333–8340.

<https://doi.org/10.1021/es300636d>

Sriphirom, P., Chidthaisong, A. & Towprayoon, S. 2019. Effect of alternate wetting and drying water management on rice cultivation with low emissions and low water used during wet and dry season. *Journal of Cleaner Production*, 223: 980 – 988. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.03.212>

Shiratori, Y., Watanabe, H., Furukawa, Y., Tsuruta, H. & Inubushi, K. 2007. Effectiveness of a subsurface drainage system in poorly drained paddy fields on reduction of methane emissions. *Soil Sci. Plant Nutr.* 53: 387–400. <https://doi.org/10.1111/j.1747-0765.2007.00171.x>

Tyagi, L., Kumari, B. & Singh, S.N. 2010. Water management: A tool for methane mitigation from irrigated paddy fields. *Sci. Total Environ.*, 408: 1085–1090.

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.09.010>

Wissing, L., Kölbl, A., Schad, P., Bräuer, T., Cao, Z.H. & Kögel-Knabner, I. 2014. Organic carbon accumulation on soil mineral surfaces in paddy soils derived from tidal wetlands. *Geoderma*, 228: 90-103. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.12.012>

Xionghui, J., Jiamei, W., Hua, P., Lihong, S., Zhenhua, Z., Zhaobing, L., Faxiang, T., Liangjie, H. & Jian, Z. 2012. The effect of rice straw incorporation into paddy soil on carbon sequestration and emissions in the double cropping rice system. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 92(5): 1038–1045. <https://doi.org/10.1002/jsfa.5550>

Xiong, Z., Liu, Y., Wu, Z., Zhang, X., Liu, P. & Huang, T. 2015. Differences in net global warming potential and greenhouse gas intensity between major rice-based cropping systems in China. *Scientific Reports*, 5(1): 17774. <https://doi.org/10.1038/srep17774>

Xu, Y., Ge, J., Tian, S., Li, S., Nguy-Robertson, A.L., Zhan, M. & Cao, C. 2015. Effects of water-saving irrigation practices and drought resistant rice variety on greenhouse gas emissions from a no-till paddy in the central lowlands of China. *Science of The Total Environment*, 505: 1043–1052.

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.10.073>

Ying, X., Junzhu, G., Shaoyang, T., Shuya, L., Guy-Robertson, A., Ming, Z., Cougui, C. 2015. Effects of water-saving irrigation practices and drought resistant rice variety on greenhouse gas emissions from a no-till paddy in the central lowlands of China. *The Science of the total environment*, 505: 1043-1052

Zhang, A., Cui, L., Pan, G., Li, L., Hussain, Q., Zhang, X., Zheng, J. & Crowley, D. 2010. Effect of biochar amendment on yield and methane and nitrous oxide emissions from a rice paddy from Tai Lake plain, China. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 139(4): 469–475.

<https://doi.org/10.1016/j.agee.2010.09.003>

Zhi, M. 2000. Water-efficient irrigation regimes of rice for sustainable increases in water productivity. In *Proceedings of International Rice Research Conference*, International Rice Research Institute, Laguna, Philippines

濕地

重要濕地生態系統

稻田

17. 稻稈殘體管理

Sara Ibáñez-Asensio

Plant Production Department, Universitat Politècnica de València, Valencia, Spain
西班牙瓦倫西亞理工大學植物生產系

1. 措施說明

管理水稻殘體的可能替代方法是：(1) 摶入 (incorporation)，(2) 燃燒或(3) 清除。焚燒殘茬在過去被廣泛使用，指的是故意對水稻收割後留下的稻稈殘茬進行焚燒的行為。焚燒稻稈在短期及長期都會對土壤和作物產量表現出正面和負面的影響，這取決於焚燒技術、區域氣候和地形條件。有必要小心高強度的火災、高坡度的地形或暴雨。一般來說，在田間焚燒作物不是最推薦的選擇，因為它會導致附近有人的地區的空氣汙染和高二氧化碳排放，並可能破壞土壤 (Whitbread et al., 2003)。然而，科學界和民眾都認知到，使用刀耕火種的農業會燃燒殘體，一些社區不依靠像是化石能源產的肥料、農藥和灌溉的外部投入。對於一般位於發展中國家的社區來說，這些農業生態系統是不可替代的，生態上是可以接受的 (Kleinman et al., 1995)。農民使用的另一種稻稈管理，是收割和清除稻稈，用於田地以外的其他用途（例如，用於牲畜飼養、生物固形物）。

殘體也可以在收穫後留在土壤上，並摶入上層土壤，促使緩慢的植物生物化學降解。在稻田中輪流使用的特定機械可以收割和清除稻稈，以便在裸露的土壤上播種下一季作物（小麥或其他穀類），並在播種後將稻稈作為敷蓋堆放。稻稈也可以用於堆肥的製備，並返回到土壤中作為穩定的有機物來源。這兩種選擇也可以在水稻輪作的地區使用其他植物殘體（如玉米或小麥）進行。最近的另一種可能性是使用生物炭，這是一種在有限的氧氣條件下透過生物質熱裂解獲得的富含碳的副產品（另見第3冊第17章資料表單的「生物炭」）。在任何一種情況下（新鮮殘體摶入、堆肥或生物炭），其摶入可以在耕犁或不耕犁的情況下進行，或者有無伴隨無機氮肥或氮磷鉀肥的施用。只要實施因地制宜的管理措施以改善土壤性質並提高水稻產量，稻稈摶入被認為是一

種良好的農藝措施 (Asai et al., 2009; Jiang et al., 2019)。無論有機物如何在稻田中應用的 (是否施用氮肥或氮磷鉀肥，是否耕耘，或作為敷蓋的簡單沉積)，廣泛記載的是，將稻稈摻入土壤中似乎會增加土壤有機碳庫存，但它對溫室氣體排放有負面影響。最近的研究認為，影響 (正面和負面) 的強度取決於：(1) 氣候，(2) 肥料的類型和數量，(3) 改良 (類型、數量和頻率)，(4) 初始氮含量，(5) 有機碳和其他土壤性質，以及 (6) 土壤飽和期的持續時間 (見第 4 和第 5 節)。

2. 適用範圍

正如在中國和印度不同環境條件下的許多水稻地區所進行的不同的統合分析所證明的 (Huang et al., 2013; Srinivasarao et al., 2014)，結合措施所帶來的農藝效益在所有類型的土壤和降雨情況都很重要。具體來從土壤說，從貧瘠的氧化土 (oxisols) 到發育程度低的弱育土 (inceptisols)，包括帶有坋土層的黏重膨轉土 (vertisols)，以及從低氮含量的土壤 (<1 公斤氮 / 公斤土壤) 到高氮含量的土壤 (>1.5 公斤氮 / 公斤土壤)，都有正向的影響。關於氣候條件，這些研究著重在年平均降水量從 1000 毫米以下到超過 1500 毫米，年平均溫度從低溫 (10°C 以下) 到高溫 (20°C 以上) 的水稻區。

在大部分世界上最主要的水稻種植區，摻入稻稈已經是普遍措施。在這個意義上，最近正在探索與作物的具體環境條件有關、更有效的替代方案。例如，在粗質土壤和最高降雨率的地區，維持有機碳庫存所需投入的碳是最多的。因此，在寒冷的中國東北地區，由於添加稻稈，土壤肥力的回復非常緩慢，而生物炭是更快恢復土壤有機碳的可能解決方案 (Sui et al., 2016)。

此外，在半乾旱熱帶地區 (每年只有 2~4 個月的降雨量超過潛在蒸發散量)，如果在摻入土壤前對稻麥殘體進行熱裂解，生物質中大約 50% 的碳可以返回土壤 (Srinivasarao et al., 2014)。稻稈添加技術也適用於乾旱和半乾旱的地中海環境，在那裡傳統的焚燒方式被混合新鮮殘體所取代 (Jegou and Sanchis-Ibor, 2019)。

3. 對土壤有機碳庫存的衝擊

如前所述，與清除選項相比，作物殘體保留始終增加土壤碳儲量好選擇。而對於殘體的類型，原則上生物炭是最好的替代方案，因為可以知道，稻稈生物炭的碳含量可以是最初植披殘體的總碳含量的兩倍，這是一個參考值。在中國北方的傳統水稻田中，添加 1.78 噸 / 公頃的生物炭可使土壤中的碳含量增加 6~12 克 / 公斤。如果是稻稈摻入 (5 噸 / 公頃) 的例子中，則是增加到 4 克 / 公斤的碳。雖然有時稻稈改良劑引起的土壤總碳含量變化看起來很小，但中國的一項統合分析表示，稻稈碳投入 12 年後會出現土壤碳飽和 (Zhu et al., 2014) 。

在中國的黏質壤土中，稻稈再導入促使土壤有機碳濃度的增加低於砂質壤土和粉土 (Liu et al., 2014) 。此外，迴轉耕犁的稻稈 (6 噸 / 公頃) 將導致比慣行耕犁更高的土壤有機碳增加。在 14~21 公分深度的淨增加量 (18.4%) 高於 7~14 公分 (8.7%) 和 0~7 公分深度 (7%) (Zhu et al., 2014) 。最後，無論是否使用氮肥 (通常是尿素)，施用生物炭的劑量超過 30 噸 / 公頃會引發碳固定化，遠遠超過添加非堆肥稻稈可實現的增加 (生物炭為 50~90%，而稻稈為 10~20%) 。較低劑量的生物炭似乎不會比摻入 3~6 噸 / 公頃的稻稈殘體所獲得的碳固存量提高很多 (表 64) 。

表 64. 稻稈殘體管理所報告的土壤有機碳庫存變化情況

| 地點 | 氣候 (年平均降水量 · 年平均溫度) | 土壤類型 | 土壤有機碳庫存 (噸碳 / 公頃) | 年碳固存 (噸碳 / 公頃 / 年) | 深度 (公分) | 持續時間 (年) | 作物和土壤管理 | 氮肥添加量 (噸 / 公頃) | 生物量的摻入 (噸 / 公頃) | 參考文獻 |
|------------------------|---------------------------------------|---|--|---|------------|-------------------|--|---|--|----------------------------------|
| 中國東北地區 遼寧省瀋陽市 | 半潤濕溫帶， 大陸型季風氣候 (500 毫米 · 8.3°C) | pH 值 : 6.7 容積密度 : 1.31 克 / 立方公分 碳氮比 : 9.17 | *C : 40.7 *RS : 44.7 *B1 : 46 *B2 : 48.9 *B3 : 62.7 *C : 23.6 *RS : 28.2 *B1 : 29 *B2 : 30 *B3 : 33.7 | C : 39.7 RS : 44.3 B1 : 44 B2 : 44.4 B3 : 76.5 C : 21.93 RS : 27.5 B1 : 26 B2 : 27.7 B3 : 35.9 | 不適用 | 0~20 20~40 | - 稻米品種 : <i>Japonica Shennong 265</i> - 陸地作物 - 單一水稻 | 使用尿素： 氮 : 0.21 五氧化二磷 (P ₂ O ₅) : 0.62 氧化鉀 (K ₂ O) : 0.2 | RS : 5.05 (370 克碳 / 公斤 ; 7 克氮 / 公斤) 在移栽前 5 公分處摻入； B1 : 1.78 B2 : 14.8 B3 : 29.6 生物炭成分 : 671 克碳 / 公斤 ; 8.1 克氮 / 公斤 | Sui et al. (2016) · 重新計算的數據 |
| 中國東部江蘇 太湖平原 | 亞熱帶季風 (1177 毫米 · 15.7°C) | 新成簡育濕潤弱 育土 容積密度 : 1 克 / 立方公分 | C : 34.4 24 克碳 / 公斤 B1 : 39.02 B2 : 48.06 | | 不適用 | 0~15 1 | - 稻米品種 : <i>Wuyunjing 7</i> - 水管理 : 乾濕交替 (AWD) · 浸水 - 排水 - 再 浸水 - 濕潤 | 使用尿素： 氮 : 0.3 五氧化二磷 : 0.13 氧化鉀 : 0.13 | B1 : 10 B2 : 40 | Zhang et al. (2010) · 重新計算的數據 |
| 中國南部湖南 省長沙縣和望 城區 | 1370 毫米 · 17°C | pH 值 : 6.6 20.03 克碳 / 公 斤 2.1 克總氮 / 公 斤 | *C : 33 氮磷鉀 : 34.6 RS+ 氮磷鉀 : 36.3 | *C : -0.07 氮磷鉀 : 0.08 RS+ 氮磷鉀 : 0.1 | | 28 | 28 年的試驗 : 優行和雜交 (<i>Xiang 67</i>) · 優行耕犁 | 氮 : 0.15 (早稻) + 0.18 (晚稻) 磷 : 38.7x2 鉀 : 99.6x2 | RS : 2.63 | Xionghui et al. (2012) |

| 地點 | 氣候 (年平均降水量 · 年平均溫度) | 土壤類型 | 土壤有機碳庫存 (噸碳 / 公頃) | 年碳固存 (噸碳 / 公頃 / 年) | 深度 (公分) | 持續時間 (年) | 作物和土壤管理 | 氮肥添加量 (噸 / 公頃) | 生物量的摻入 (噸 / 公頃) | 參考文獻 |
|---------------|----------------------------|--|--|---|-----------|------------|---------------------------------------|--|--|-----------------------------|
| | 1500 毫米 · 17.1°C | pH 值 : 5.5 12.7 克碳 / 公斤 2.1 克總氮 / 公斤 | C : 20.8 RS : 21.3 | C : -0.02 RS : 0.16 | | 1 | 1 年的試驗：早稻和晚稻 · 免耕 兩次的試驗都是雙季稻 | 氮 : 0.15 (早稻) +0.18 (晚稻) 磷 : 0.9+0.45 鉀 : 0.9+0.112 | RS : 4.5 | |
| 中國東部江蘇長江三角洲平原 | 亞熱帶季風 (1050 毫米 · 15.7°C) | 陽離子交換能力 : 15 cmol/kg 容積密度 : 1.28 克 / 立方公分 | 不適用 | C : 0.08 RS1 : 0.94 RS2 : 1.77 | 0~25 | 3 | 陸地作物 - 單種稻米 : 小麥 - 水稻 ; 短期浸水 | 使用尿素 : 氮 : 0.45 五氧化二磷 : 0.06 氧化鉀 : 0.12 | RS1 : 3 RS2 : 6 | Xiong et al. (2015) |
| | | | | C : 0.47 RS1 : 1.43 RS2 : 2.42 | | | 雙季稻 (油菜 - 米) ; 長期浸水 | | | |
| 印度東北部奧迪沙省庫塔克市 | 熱帶 (1500 毫米) | 砂質黏壤土 (通氣飽和浸水弱育土 · Aeric Endoaquept) 總碳 : 4.9 克 / 公斤 總氮 : 0.5 克 / 公斤 容積密度 : 1.41 克 / 立方公分 | *C : 8.08 U : 8.88 RS+U : 9.42 RS+GM : 9.35 | *C : -0.41 U : 0.07 RS+U : 0.35 RS+GM:0.22 | 0~15 | 4 | - 稻米品種 : <i>Gayatri</i> - 連續浸水和慣耕犁 | 0.6 噸氮 / 公頃 | RS : 383 克碳 / 公斤 GM : 370 克碳 / 公斤 U : 0.6 噸氮 / 公頃 RS+U : 0.3+0.3 RS+GM : 0.3+0.3 | Bhattacharyya et al. (2012) |

* 不施用肥料 · 也不使用有機改良劑

+ 根據尿素的劑量而定

C : 對照組 (去除稻稈) ; RS : 稻稈 (摻入) ; B : 生物炭 (摻入) ; GM : 綠肥摻入 ; U : 尿素 ; CW : 連續浸水 ; AWD : 乾濕交替 ; BD : 容積密度 ; NA : 不適用

4. 該措施的其他效益

4.1. 改善土壤性質

無論其應用形式（新鮮、堆肥或生物炭）和氮肥（有或沒有），在土壤的前幾公分上施用稻稈殘留物有助於提高氮含量、孔隙度、毛細管孔隙度和充氣孔隙度（Sui et al., 2016）。此外，長期摻入稻稈會增加水稻根系生物量（Jiang et al., 2019）。用稻殼生物炭處理的土壤通常顯示出更高的陽離子交換能力（Wang et al., 2011），在大多數研究中，發現微生物生物量增加，微生物群落成分發生了顯著變化（Lehmann et al., 2011）。

4.2. 最小化對土壤功能的威脅

表 65. 土壤威脅

| 土壤威脅 | |
|----------------|--|
| 養分的失衡和循環 | 添加生物炭可以增加養分的保留，並減少淋溶作用。它可以增加肥力，特別是在熱帶土壤（Noguera et al., 2010）。此外，據估計，稻稈含有大約 40% 的水稻吸收的氮，30% 的磷和 80% 的鉀，因此可以重新摻入土壤，重新進入土壤（Chivenge et al., 2020）。 |
| 土壤酸化 | 在酸性（pH 值 4.6）和中性土壤（pH 值 6.2）中，生物炭的添加量分別增加了 6~12%（Liu et al., 2012）。 |
| 土壤生物多樣性損失和土壤壓實 | 稻稈的摻入增加了土壤中的大顆團粒的數量，因為：1. 它的分解增加了膠體，使小團粒與大團粒結合在一起，並且 2. 增加微生物的生物量，進而產生微生物衍生的結合劑（Liu et al., 2014）。長期的稻稈摻入會增加土壤中的甲烷氧化菌豐度和根系的尺寸（Jiang et al., 2019）。 |
| 土壤水分管理 | 生物炭可以改善表土的飽和導水率和水稻植物的木質部汁液流動（Asai et al., 2009）。 |

4.3. 產量增加（如食物、燃料、飼料、木材）

任何形式的有機物質混入土壤中對生產力的益處隨每個地區的溫度和降雨量而變化。這是因為在炎熱多雨的地方，有機物的分解和土壤中鹽分的沖刷很快，而溫度和降雨量的下降則會使其減慢。

例如，在印度半乾旱熱帶水稻區，根部的土壤有機碳庫存每增加 1 噸 / 公頃，就會使水稻產量增加 0.16 噸 / 公頃。在降雨量低的半乾旱和亞濕潤地區（年平均降雨量小於 1000 毫米），因此土壤發育不良（弱育土），注意到額外稻稈的還田（約 5~9 噸 / 公頃 / 年）會使水稻產量增加 15~20%。當雨量達到 1000 毫米時，淋洗增加，土壤也隨之貧瘠。在這些條件下，增加有機物代表著產量增加約 40%（膨轉土）和 50%（氧化土）（Srinivasarao et al., 2014）。

在中國，水稻稻稈摻入或生物炭顯示出更為謹慎的結果（Liu et al., 2012; Xiong et al., 2015）。具體而言，Huang 等人在 2013 年的統合分析中表示，一般來說，無論土壤中的氮含量如何，作物殘體保留都能使水稻產量平均增加 5.2%。在任何年平均溫度下，增加的幅度都很大，但在平均溫度小於 10°C 的地區，增加的幅度最高，為 7.2%，在 10~15°C 的地區，增加的幅度最小，為 3.3%。最後，統合分析表示，隨著施用時間的增加，稻稈摻入會增加水稻產量（3 年為 4.7%，大於 10 年為 9.7%）。

4.4. 緩解和適應氣候變遷

一般來說，當水稻殘留物被清除後，添加生物炭不會增加溫室氣體排放。對於在中國分析的管理條件（已施用氮肥的樣區），摻入低比率的生物炭（約 2 噸 / 公頃）會減少甲烷排放，而中等比率（約 10 或 30 噸 / 公頃）產生的變化很小。然而，高比率（超過 40 噸 / 公頃）會增加排放（Sui et al., 2016; Zhang et al., 2010）。儘管如此，在菲律賓炎熱潮濕的熱帶地區進行的田間試驗的經驗（Knoblauch et al., 2010）表示，摻入大量的碳化稻殼，只在第一季顯著增加甲烷排放量，因為在接下來的幾年裡，甲烷排放量迅速下降。

一方面，在中國的氣候和管理水稻的條件下，Sui 等人（2016）報告中，只有當施用率為中等或較大時（在分析的案例中超過 10 噸 / 公頃），生物炭的添加才會減少二氧化氮排放。另一方面，Liu 等人（2012）和 Zhang 等人（2010）的相關研究證實，隨著更多的生物炭被摻入土壤，氧化亞氮的排放有明顯的減少。例如，比率約為 40 噸 / 公頃時，氧化亞氮的排放量約下降了一半。透過減少生物炭的劑量，下降幅度約為 30%。

來自中國的數據表示，水稻稻稈管理只有在摻入少量的殘體時才能減少氧化亞氮和二氧化碳排放。在東部地區 (Xiong et al., 2015) · 比率低於六噸 / 公頃 · 記錄的氧化亞氮減排量不超過 10% · 但如果在一年中貢獻第二次稻稈摻入 (水稻雙期作管理) · 那麼排放量就會增加。至於二氧化碳，對於 Sui 等人 (2016) 在東北分析的條件，如果不提供尿素，與對照相比，添加五噸 / 公頃的稻稈減少一半的排放量。相反的，如果施用氮肥，排放量與對照組非常相似。

至於全球暖化，到目前為止，有關生物炭摻入的知識還很有限。在中國東北地區進行的研究 (Sui et al., 2016) 顯示，在不施氮肥的水稻田中摻入稻稈，其全球暖化潛勢是 29.6 噸 / 公頃，是生物炭改良的近 1.5 倍。同樣，他們還發現，與稻稈摻入相比，大量施用生物炭並施用氮肥明顯降低了全球暖化潛勢值，然而，與從田間完全清除稻稈有關的改善以及氮摻入在所有方面所扮演的角色尚不清楚。Prendergast-Miller 等人 (2014) 將生物炭的正向作用歸因於水稻根部釋放的氧氣增加，這刺激了甲烷氧化菌，並能抑制根圈的甲烷生成菌。

相反，如果考慮到淨全球暖化潛勢，應用稻稈的效果似乎並不那麼負面。在北韓南部的一項為期兩年的研究中 (Lee et al., 2020) 顯示，在移除稻稈的樣區上，甲烷和氧化亞氮通量和淨生態系統碳預算 (碳投入和輸出之間的差異) 的總和更大。報告的數值是：在沒有稻稈的樣區，第一年為 12.65 噸二氧化碳當量 / 公頃，第二年為 6.92 噸二氧化碳當量 / 公頃；當稻稈與土壤混合時，第一年為 6.02 噸二氧化碳當量 / 公頃，第二年為 3.46 噸二氧化碳當量 / 公頃；最後，當稻稈留在土壤上時，分別為 13.36 和 7.38 噸二氧化碳當量 / 公頃。為了進行全球暖化潛勢淨平衡計算，碳投入源是指摻入的稻稈加上淨初級生產，收穫的碳去除和異營呼吸的碳損失被計為碳輸出。

4.5. 社會經濟效益

在管理水稻殘體的三種可能的替代方案中，摻入是對土壤和環境最有利的選擇 (如前面 4.1、4.2 和 4.3 節以及後面 5.4 和 5.5 節的數據所佐證的)。例如，在乾旱和半乾旱的地中海環境中，敷蓋的使用可以在旱季保持土壤水分，且在土壤表面乾燥時，可作為水平面管理重要的補充辦法。

就肥料而言，水稻管理中最普遍的措施是施用無機氮磷鉀肥，施肥量可以達到約 200 公斤氮 / 公頃 (含尿素)、125 公斤五氧化二磷 / 公頃和 125 公斤氧化鉀 / 公頃。然而，施用作物殘體有可能替代這些無機肥料的一部分。實際上，中國和寮國的水稻產量並沒有因為無機氮肥、磷肥和鉀肥平均減少 8.3~29.4%，而受到不利影響 (Wang et al., 2011; Asai et al., 2009)。在熱帶地區，水稻稻稈摻入或生物炭顯示出更有限的結果 (Liu et al., 2012; Xiong et al., 2015)，但即使如此，覆蓋且無耕犁也是一種高效的措施，因為它可以減少耕犁和無機肥的投入。

5. 該措施的潛在缺點

5.1. 權衡對土壤功能的其他威脅

表 66. 土壤威脅

| 土壤威脅 | |
|----------|---|
| 養分的失衡和循環 | 由於碳氮比中碳的影響，生物炭的添加會產生氮的固定和植物氮吸收的減少 (Lehmann et al., 2002; Asai et al., 2009)。 |
| 土壤水分管理 | 延長浸水時間導致全球變暖加劇。在同樣的亞熱帶季風氣候下，由於稻稈的摻入，在浸水的慣行情況下，高地作物單一水稻的增加值為 6~12%，雙期稻為 107~180% (Xiong et al., 2015)。 |

5.2. 溫室氣體排放量增加

在最常見的水稻種植條件下，關於處理稻草的選擇，摻入稻稈會使全球暖化的預測惡化。然而，根據農業管理條件，在這些增加的幅度上可以觀察到重要的差異。整體而言，Sui 等人 (2016) 在中國進行的研究表示，即使比率較低或中等 (低於六噸 / 公頃 / 年)，也建議完全使用氮肥，因為只添加稻稈會使全球暖化潛勢增加 60% (Sui et al., 2016)。

一般來說，在亞洲（中國和印度）的水稻生產區，不管是氮肥還是水管理，甲烷排放都會隨著稻稈摻入量的增加而增加。當水稻被長期淹水時，排放量的增幅也最大，且增加的幅度甚至可以達到 900%。然而，長期添加稻稈會使甲烷和二氧化碳排放穩定下來。在施用的第一年後出現最大值，並在三年內逐季減少（菲律賓，Knoblauch et al., 2010；北韓，Luyima et al., 2019）。在這方面，中國水稻產區的雙期作和一期稻作系統（稻稈率分別約為 660 和 420 萬噸 / 公頃）在 20 年內透過耕作的排放量平均比政府間氣候變化專門委員會估計的甲烷排放量低 48% (Jiang et al., 2019)。

關於生物炭，正如在第 4.4 節中所看到的，其摻入的影響主要取決於所進行的農業措施。在中國 (Sui et al., 2016)，低比率的摻入比完全去除殘體產生更多的二氧化碳排放。此外，當沒有施用氮肥時，無論摻入多少生物炭，甲烷排放都比施用氮肥時高。最後，儘管關於氧化亞氮排放的研究不多，但表示有存在摻入殘茬的閾值的可能性，從該閾值排放從負增長 (-30%) 變為正增長 (+10%)，因此會產生更多的全球暖化潛勢 (Xiong et al., 2015; Das and Adhya, 2014)。

表 67. 根據摻入的殘體類型的溫室氣體排放和全球暖化潛勢

| 地點 | 氣候和土壤類型 | 更多資訊 | 溫室氣體排放 (噸 / 公頃 / 年) | | | | 全球暖化潛勢 (噸二氧化碳當量 / 公頃 / 年) | | 持續時間 (年) | 參考文獻 |
|---------------|---------|---|---|---|---|--|---|--|----------|------------------------|
| 中國東北地區遼寧省瀋陽市 | 見表 64 | 僅限 UR： 對於生物質和肥料的添加 (表 64) | 甲烷 | | 二氧化碳 | | 甲烷 + 二氧化碳 | | 2 | Sui et al. (2016) |
| 中國東部江蘇太湖平原 | | | *C : 0.045 *RS : 0.424 B1* : 0.102 B2* : 0.073 B3* : 0.05 | C : 0.075 RS : 0.237 B1 : 0.031 B2 : 0.066 B3 : 0.052 | *C : 8.46 *RS : 4.81 *B1 : 8.78 *B2 : 7.99 *B3 : 9.28 | C : 20.9 RS : 19.04 B1 : 21.45 B2 : 29.43 B3 : 19.85 | *C : 9.6 *RS : 15.4 *B1 : 11.3 *B2 : 9.8 *B3 : 10.5 | C : 22.8 RS : 25 B1 : 22.2 B2 : 31 B3 : 21.2 | | |
| 中國南部湖南省長沙縣望城鄉 | | | 甲烷 | | | | 氧化亞氮 | | 不適用 | Xionghui et al. (2012) |
| | | 對於生物質和肥料的添加 (表 64) | C : 0.069 B1 : 0.067 B2 : 0.107 | | C : 0.002 B1 : 0.0012 B2 : 0.00098 | | | | | |
| | | 溫室氣體排放和全球暖化潛勢：只有甲烷； 對於生物質和肥料的添加 (表 64) | *C : 0.64 氮磷鉀 : 0.49 RS+ 氮磷鉀 : 1.23 C : 0.21 RS : 0.32 | | | | *C : 15.96 氮磷鉀 : 12.16 RS+ 氮磷鉀 : 30.87 C : 5.31 RS : 8.05 | 28 | 1 | Xionghui et al. (2012) |
| | | | | | | | | | | |

| 地點 | 氣候和土壤類型 | 更多資訊 | 溫室氣體排放 (噸 / 公頃 / 年) | | 全球暖化潛勢 (噸二氧化碳當量 / 公頃 / 年) | 持續時間 (年) | 參考文獻 |
|---------------|--------------------------|---|--|--|---|------------|---------------------|
| 中國東部江蘇長江三角洲平原 | | 所有案件： NPK (含 U) UR : 小麥 - 水稻 ; 短時浸水 DR : 油 - 油菜花 - 米 - 米 ; CW 對於生物質和肥料的添加 (表 64) | 甲烷 UR 和 DR C : 0.104 RS1 : 0.208 RS2 : 0.302 | 氧化亞氮 UR C : 0.00226 RS1 : 0.00208 RS2 : 0.00219 DR C : 0.00277 RS1 : 0.00313 RS2 : 0.00304 | 甲烷 + 氧化亞氮 UR C : 4.32 RS1 : 4.6 RS2 : 4.8 DR C : 5.87 RS1 : 12.2 RS2 : 16 | | Xiong et al. (2015) |
| 中國江蘇省長江 | 季風 (年平均溫度 : 23.7°C) | 只有甲烷的溫室氣體排放 ; 水稻 - 小麥輪作 CW · CT ; 氮磷鉀添加量 (噸 / 公頃) 氮 : 0.3 ; 五氧化二磷 : 0.15 ; 氧化鉀 : 0.24 | C : 0.12 WS : 0.66 RS : 0.13 RS+WS : 0.64 | | 不適用 | 2 | Hou et al. (2013) |
| | | | 氧化亞氮 | | | 1 | Liu et al. (2012) |

| 地點 | 氣候和土壤類型 | 更多資訊 | 溫室氣體排放 (噸 / 公頃 / 年) | | 全球暖化潛勢 (噸二氧化碳當量 / 公頃 / 年) | 持續時間 (年) | 參考文獻 |
|---------------|--|--|--|--|---|------------|----------------------------|
| 華南四川、湖南和江西 | 潤濕至半潤濕氣候；酸性至中性土壤 | B (小麥稻稈 : 450~550°C) B1 : 20 噸 / 公頃 B2 : 40 噸 / 公頃 尿 : 0.24 ⁽¹⁾ ~0.3 ⁽²⁾ 噸 / 公頃 | C ⁺ : 0.00146 ⁽¹⁾ ~0.00188 ⁽²⁾ B1 ⁺ : 0.00079 ⁽¹⁾ ~0.00133 ⁽²⁾ B2 ⁺ : 0.00068 ⁽¹⁾ ~0.00087 ⁽²⁾ + 根據尿素的劑量而定 | | | | |
| 印度東北部奧迪沙省庫塔克市 | 見表 64 | 對於生物質和肥料的添加(表 64) | 甲烷 *C : 0.069 U : 0.093 RS+U : 0.115 RS+GM : 0.127 | 氧化亞氮 *C : 0.0002 U : 0.001 RS+U : 0.0008 RS+GM : 0.00072 | 甲烷 + 氧化亞氮 *C : 5.86 U : 8.08 RS+U : 9.42 RS+GM : 10.2 | 4 | Bhattacharyya et al.(2012) |
| 印度東北部奧迪沙省庫塔克市 | 熱帶 (年平均降水量 : 1500 毫米) ；砂質黏壤土 (通氣飽和浸水弱育土) | 水稻品種 : IR 36 CW · CT 尿素的添加 : 120 公斤氮 / 公頃 | 甲烷 *C : 0.11 U : 0.15 RS+U : 0.21 | 氧化亞氮 *C : 0.00016 U : 0.00076 RS+U : 0.00057 | 甲烷 + 氧化亞氮 *C : 2.9 U : 3.96 RS+U : 5.34 | 1 | Das and Adhya (2014) |

* 不使用肥料或有機改良劑

C : 對照組 (移除稻稈) ； RS : 稻稈 (摶入) ； B : 生物炭 (摶入) ； WS : 小麥稻稈 (摶入) ； U : 尿素 ； GM : 綠肥 (摶入) ； NT : 免耕 ； CT : 慣行耕犁 ； CW : 連續浸水

5.3. 與其他措施的衝突

水稻營養週期和每個階段進行的耕犁作業在很大程度上決定了溫室氣體的排放。例如，甲烷通量在水稻植插秧後增加，並在季中排水時迅速下降；再浸水後，它再次增加達到排放高峰，然後逐漸減少到可以忽略不計的量，直到收穫。此外，在所有接受稻稈的田地裡，都觀察到生殖階段末期的排放高峰（Naser et al., 2007）。

5.4. 產量減少（如食物、燃料、飼料、木材）

中等比例的生物炭施用（約 16 噸 / 公頃）會增加氮的固定，因此會導致穀物產量下降（Asai et al., 2009）。添加稻稈也會導致土壤中氮的有效固定，最多可達到施氮量的 2~4%（Said-Pullicino et al., 2014）。

5.5. 其他衝突

從環境的角度來看，三種可能的水稻殘體管理替代方案間存在著根本的區別。在田間焚燒殘體會造成空氣汙染，影響到附近的居民區，高二氧化碳排放，而且會破壞土壤。Cao 等人（2006）估計，在中國，2000 年由於田間焚燒造成的農業排放是 10 萬噸的黑碳和 39 萬 5800 噸的有機碳，分別佔全國總排放量的 6.8% 和 9.8%。

在這一點上，其他兩種選擇，去除或摻入作物殘體其他有關經濟方面的考量。在難以排水的堰塞土土壤（dammed soil）的田地裡，移除代表著要使用適應土壤浸水條件的機械，這大幅增加了成本。在將殘茬轉化為生物炭後再返田的情況下，必須包括隨後的煅燒成本（Srinivasarao et al., 2014）。

6. 實行該措施前的建議

土壤水分管理也對稻稈殘體的潛在溫室氣體排放也扮演相關作用（Xiong et al., 2016）。根據對中國稻田的統合分析，能減少溫室氣體產生的良好土壤和水管理策略，是為了避免土壤中累積過多的碳，增加磷的有效性，並減少鐵的有效含量（Wang et al., 2017）。

從這個意義上說，許多水稻地區越來越普遍的措施是改變傳統的水位管理，用浸水與排水交替進行，直到土壤乾燥，來取代永久性的淹水〔連續浸水（continuous waterlogging, CW）〕，甚至只進行浸濕〔乾濕交替（alternate wetting and drying, AWD）〕。

該系統除了減少水的消耗和節省處理水的相關費用外，還可以減少甲烷，進而降低全球暖化潛勢和溫室氣體的強度（Sriphrom et al., 2019; Tiag et al., 2010; Xu et al., 2017）。在西班牙和義大利的地中海地區的噴灑灌溉實作經驗證實了這一趨勢，並顯示出非常正向的結果（Fangueiro et al., 2017; Mejide et al., 2017）。

最後，中國普遍推薦的措施（Huang et al., 2013）是在早期營養時期施用無機氮肥。土壤有機碳的增加與殘體類型（豆科和非豆科）或勞動類型（耕犁和免耕）不相關。

7. 採用該措施的潛在障礙

表 68. 採用該措施的潛在障礙

| 障礙 | |
|----|----------|
| 經濟 | 見第 5.5 節 |

表 69. 第 4 冊和第 6 冊中的相關案例研究

| 標題 | 地區 | 研究時間 (年) | 冊數 | 案例研究 編號 |
|-----------------------|----|-------------|----|------------|
| 西班牙地中海濕地的稻稈管理 | 歐洲 | 7 | 6 | 11 |
| 恒河平原東部集約式稻米耕作系統的保育性農業 | 亞洲 | 5 | 6 | 12 |
| 日本灰燼土上使用內部養分循環的有機水稻種植 | 亞洲 | 4、8 和 12 | 6 | 14 |

參考文獻

- Asai, H., Samson, B.K., Stephan, H.M., Songyikhangsuthor, K., Homma, K., Kiyono, Y., Inoue, Y., Shiraiwa, T. & Horie, T.** 2009. Biochar amendment techniques for upland rice production in Northern Laos: 1. Soil physical properties, leaf SPAD and grain yield. *Field Crops Research*, 111(1-2): 81-84. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2008.10.008>
- Bhattacharyya, P., Roy, K.S., Neogia, S., Adhya, T.K., Rao, K.S. & Manna, M.C.** 2012. Effects of rice straw and nitrogen fertilization on greenhouse gas emissions and carbon storage in tropical flooded soil planted with rice. *Soil and Tillage Research*, 124: 119-130. <https://doi.org/10.1016/j.still.2012.05.015>
- Cao, G., Zhang, X. & Zheng, F.** 2006. Inventory of black carbon and organic carbon emissions from China. *J. Atmos. Envi.*, 40: 6516-6527. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2006.05.070>
- Chivenge, P., Rubianes, F., Van Chin, D., Van Thach, T., Khang, V.T., Romasanta, R.R., Van Hung, N. & Van Trinh, M.** 2020. Rice Straw Incorporation Influences Nutrient Cycling and Soil Organic Matter. In M. Gummert, N.V. Hung, P. Chivenge & B. Douthwaite (Eds.) *Sustainable Rice Straw Management*, pp. 131–144. Cham, Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-030-32373-8_8
- Das, T. & Adhya, K.** 2014. Effect of combine application of organic manure and inorganic fertilizer on methane and nitrous oxide emissions from a tropical flooded soil planted to rice. *Geoderma*, 213: 185-192. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.08.011>
- Fangueiro, D., Becerra, D., Albarrán, A., Peña, D., Sanchez-Llerena, J., Rato-Nunes, J.M., López-Piñeiro, A.** 2017. Effect of tillage and water management on GHG emissions from Mediterranean rice growing ecosystems. *Atmospheric Environment*, 150: 303-312. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.11.020>
- Hou, P., Li, G., Wang, S., Jin, X., Yang, Y., Chen, X., Ding, C., Liu, Z. & Ding, Y.** 2013. Methane emissions from rice fields under continuous straw return in the middle-lower reaches of the Yangtze River. *Journal of Environmental Sciences*, 25(9): 1874-1881. [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(12\)60273-3](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(12)60273-3)
- Huang, S., Zeng, Y., Wu, J., Shi, Q. & Pan, X.** 2013. Effect of crop residue retention on rice yield in China: A meta-analysis. *Field Crops Research*, 154: 188-194. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2013.08.013>
- Jégou, A. & Sanchis-Ibor, C.** 2019. The opaque lagoon. Management and governance of water in l'Albufera wetland of Valencia (Spain). *Limnetica*, 38(1): 503-515.
- Jiang, Y., Qian, H., Huang, S., Zhang, X., Wang, L., Zhang, L., Shen, M., Xiao, X., Chen, F., Zhang, H., Lu, C., Li, C., Zhang, J., Deng, A., van Groenigen, K.J. & Zhang, W.** 2019. Acclimation of methane emissions from rice paddy fields to straw addition. *Science Advances*, 5(1): 1-9. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aau9038>
- Kleinman, P.J.A., Pimentel, D. & Bryant R.B.** 1995. The ecological sustainability of slash-and-burn agriculture. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 52(2-3): 235.-249. [https://doi.org/10.1016/0167-8809\(94\)00531-I](https://doi.org/10.1016/0167-8809(94)00531-I)

Knoblauch, C., Maarifat, A.A., Pfeiffer, E.M. & Haefele, S.M. 2010. Degradability of black carbon and its impact on trace gas fluxes and carbon turnover in paddy soils. *Soil Biol. Biochem.*, 43(9): 1768-1778.
<https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2010.07.012>

Lehmann, J., Rillig, M.C., Thies, J., Masiello, C.A., Hockaday, W.C. & Crowley, D. 2011. Biochar effects on soil biota - A review. *Soil Biology & Biochemistry*, 43: 1812-1836.
<https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2011.04.022>

Lehmann, J.P., Da Silva Jr., Rondon, M., Steiner, C., Nehls, T., Zech, W. & Glaser, B. 2002. Nutrient availability and leaching in an archaeological Anthrosol and a Ferralsol of the Central Amazon basin: fertilizer, manure and charcoal amendments. *Plant and Soil*, 249: 343-357.

Liu, X., Qu, J., Li, L., Zhang, A., Jufeng, Z., Zheng, J. & Pan, G. 2012. Can biochar amendment be an ecological engineering technology to depress N₂O emission in rice paddies?—A cross site field experiment from South China. *Ecological Engineering*, 42: 168-173.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.01.016>

Liu, C., Lu, M., Cui, J., Li, B. & Fang, C. 2014. Effects of straw carbon input on carbon dynamics in agricultural soils: a meta-analysis. *Global Change Biology*, 20: 1366-1381.
<https://doi.org/10.1111/gcb.12517>

Luyima, D., Jeong, H., Lee, J. H. & Kim, S. H. 2019. Effects of Straw Incorporation Time on Rice Yield and Methane Emissions from Sandy Loam Paddy Fields. *Journal-Faculty of Agriculture Kyushu University*, 64(2): 213-218. <https://doi.org/10.5109/2339106>

Meijide, A., Gruening, C., Goded, I., Seufert, G. & Cescatti, A. 2017. Water management reduces greenhouse gas emissions in a Mediterranean rice paddy field. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 238: 168-178. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.08.017>

Naser, H.M., Nagata, O., Tamura, S. & Hatano, R. 2007. Methane emissions from five paddy fields with different amounts of rice straw application in central Hokkaido, Japan. *Soil Science & Plant Nutrition*, 53(1): 95-101. <https://doi.org/10.1111/j.1747-0765.2007.00105.x>

Noguera, D., Rondón, M., Laossi, K.-R., Hoyos, V., Lavelle, P., Cruz de Carvalho, M.H. & Barot, S. 2010. Contrasted effect of biochar and earthworms on rice growth and resource allocation in different soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 42(7): 1017-1027. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2010.03.001>

Prendergast-Miller, M. T., Duvall, M. & Sohi, S. 2014. Biochar–root interactions are mediated by biochar nutrient content and impacts on soil nutrient availability. *Eur. J. Soil Sci.*, 65: 173-185.
<https://doi.org/10.1111/ejss.12079>

Said-Pullicino, D. Cucu, M.A., Sodano, M., Birk, J.J., Glaser, B. & Celi, L. 2014. Nitrogen immobilization in paddy soils as affected by redox conditions and rice straw incorporation. *Geoderma*, 228-229: 44-53. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.06.020>

Sriphirom, P., Chidthaisong, A. & Towprayoon, S. 2019. Effect of alternate wetting and drying water management on rice cultivation with low emissions and low water used during wet and dry season. *Journal of Cleaner Production*, 223: 980-988. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.03.212>

Sui, Y., Gao, J., Liu, C., Zhang, W., Lan, Y., Li, S., Meng, J., Xua, Z. & Tang, L. 2016. Interactive effects of straw-derived biochar and N fertilization on soil C storage and rice productivity in rice paddies of Northeast China. *Science of the Total Environment*, 544: 203–210.

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.11.079>

Srinivasarao, Ch., Lal, R., Kundu, S., Babu, M.B.B.P., Venkateswarlu, B. & Singh, A.K. 2014. Soil carbon sequestration in rainfed production systems in the semiarid tropics of India. *Science of The Total Environment*, 487: 587–603. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.10.006>

Tyagi, L., Kumari, B. & Singh, S.N. 2010. Water management – A tool for methane mitigation from irrigated paddy fields. *Science of The Total Environment*, 408(5): 1085–1090.

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.09.010>

Wang, J., Zhang, M., Xiong, Z., Liu, P. & Pan, G. 2011. Effects of biochar addition on N₂O and CO₂ emissions from two paddy soils. *Biology and Fertility of Soils*, 47: 887–896.

<https://doi.org/10.1007/s00374-011-0595-8>

Wang, C., Sardans, J., Wang, C., Zeng, C., Tong C., Asensio, D. & Peñuelas, J. 2017. Relationships between the potential production of the greenhouse gases CO₂, CH₄ and N₂O and soil concentrations of C, N and P across 26 paddy fields in southeastern China. *Atmospheric Environment*, 164: 458–467.

<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2017.06.023>

Whitbread, A., Blair, G., Konboon, Y., Lefroy, R. & Naklang, K. 2003. Managing crop residues, fertilizers and leaf litters to improve soil C, nutrient balances, and the grain yield of rice and wheat cropping systems in Thailand and Australia. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 100(2): 251–263.

[https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(03\)00189-0](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(03)00189-0)

Xiong, Z., Liu, Y., Wu, Z., Zhang, X., Liu, P. & Huang, T. 2015. Differences in net global warming potential and greenhouse gas intensity between major rice-based cropping systems in China. *Scientific Reports*, 5(1): 17774. <https://doi.org/10.1038/srep17774>

Xionghui, J., Jiamei, W., Hua, P., Lihong, S., Zhenhua, Z., Zhaobing, L., Faxiang, T., Liangjie, H. & Jian, Z. 2012. The effect of rice straw incorporation into paddy soil on carbon sequestration and emissions in the double cropping rice system. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 92(5): 1038–1045.

<https://doi.org/10.1002/jsfa.5550>

Zhang, A., Cui, L., Pan, G., Li, L., Hussain, Q., Zhang, X., Zheng, J. & Crowley, D. 2010. Effect of biochar amendment on yield and methane and nitrous oxide emissions from a rice paddy from Tai Lake plain, China. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 139(4): 469–475.

<https://doi.org/10.1016/j.agee.2010.09.003>

Zhu, L., Hu, N., Yang, M., Zhan, X. & Zhang, Z. 2014. Effects of Different Tillage and Straw Return on Soil Organic Carbon in a Rice-Wheat Rotation System. *PLOS ONE*, 9(2): e88900.

<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0088900>

濕地

重要溼地生態系統

稻田

18. 適應鹽分的水稻品種選擇

Sara Ibanez Asensio, Hector Moreno-Ramon

Plant Production Department, Universitat Politècnica de València, Valencia, Spain
西班牙瓦倫西亞理工大學植物生產系

1. 措施說明

水稻被歸類為對鹽分相對較為敏感的作物 (FAO, 1988)，一些研究評估受鹽分影響土壤中 (土壤電導度，EC 達到 6.9 dS/m) 的水稻產量會下降 50% (Grattan et al., 2002)。當土壤中的水溶性鹽含量超過一定的閾值時，鹽分會使土壤的物理和化學性質退化，進而影響植物生長。這種影響發生在滲透、氧化和離子層面並造成細胞的代謝功能因受到離子毒性而中斷，以及根、葉和果實等出現病徵 (Flowers, 2004; Singh et al., 2016)。

產量的減少意味著較低的生物量產量，理論上土壤中碳固定化的減少。面對這種情況，農民傾向於增加化肥和有機改良劑的投入，通常因此增加全球暖化潛勢 (Wang et al., 2012; Yua et al., 2018)。維持土壤–植物–大氣層之間平衡的好替代方案是抗鹽度條件更強的水稻品種，使其成為在受這種土壤退化影響的地區中對抗水稻生產損失的最重要防線之一。新水稻品種的開發在耐鹽性 (salt tolerance) 方面表現出廣泛的適應性。

Pokkali、Getu、Nona Brokra、Cherireruppu、FL478、CSR13、CSR43、PSBRC50、BRRI Dhan 54、SR86、IR65192-4B-10-13 是最耐鹽的白米栽培品種；至於黑米則是 Niewdam Gs.00621、Niewdam Gs.21629 和 KKU-LR-065 為最耐鹽品種。其中一些栽培品種是透過基因工程發展的，如 Pokkali 是在許多育種計畫中作為供體的傳統耐鹽品種（例如 FL478 是 Pokkali 和 IR29 的雜交品種）。

2. 適用範圍

乾燥和半乾燥環境中的沿海濕地是面臨土壤鹽化風險的主要地區，原因是缺水、劣質水投入或鹽水地下水位接近土壤表面。這些情況會導致土壤根部的鹽分濃度高，進而影響水稻產量。雖然這類問題主要與乾燥和半乾燥地區有關，但也可能出現在其他地區。

在沿海地區（三角洲、平原海岸、海岸線和瀉湖），淡水和海水入侵之間的交互作用可能成為土壤中鹽分的來源。農民一般會避免在稻田裸露土壤，因為蒸發散作用會把鹽分從地下深層鹽水拉升至土壤表面並影響植物。因為不存在水層的加載，為維持稻田裡的水層經常會觸發海水入侵，這種狀況造成的地下水位上升會影響水稻營養發育，進而導致水稻的生產損失。發芽階段被認為是耐受性最強的時期，而幼苗和生殖生長階段是鹽分逆境最嚴重的時期（Castillo et al., 2007; Ebrahimi et al., 2011）。

一般而言，鹽化與地理位置或氣候有關，但土地管理終究可能會使最初未出現這種問題的田地鹽化。缺水是其中一種情況且與劣質水投入有關。灌溉時間、電導度和水量是農民必須控制的因素。與淹水條件下的水稻相比，土壤剖面中的鹽分累積，在雨養農業中有不同的處理方式。為了避免土壤鹽化和水稻產量損失，可以施用較大量的灌溉水來清洗鹽分並通過根部區域將鹽分萃取排掉。

最後，鹽化問題可能與土壤類型或稻田的原始岩石有關。如果鹽化問題是因地質材料引起的，要解決問題就會變得很複雜，因為問題出在土壤的本質上。此外稻田通常位於低坡度或低滲透性含水層的地方，所以人工地下排水是不可能的。目前常見的選擇是使用抗性品種，或根據當地品種進行基因改造。

3. 對土壤有機碳庫存的衝擊

一些研究中可以找到土壤有機碳和土壤鹽度的一般數據，但沒有根據水稻品種（抗鹽性和非抗鹽性）對土壤有機碳產量的研究。

雖然沒有直接關係可證明，但眾所周知鹽度會影響支撐碳儲量的生物地球化學循環（biogeochemical cycles），並因此造成微生物活性低而導致土壤有機碳固存的減少。例如 Morrissey 等人（2014）指出在維吉尼亞州（美國）的乞沙比克灣，當鹽度從新鮮變成鹹水（0.03~1.85 ppt）會使有機物質含量降低 21%，從這個角度來看，可以合理認為使用受土壤鹽度影響較小的品種應該有助於防止這種損失。

然而，相對來說有時微生物活性會有助於抵消鹽土的這種負面表現。在沿海稻田進行的各種研究也顯示土壤鹽度的增加對於有機碳礦化速率有抑制作用 (Rao and Pathak, 1996; Weston, Dixon and Joye, 2006; Weston et al., 2011; Vepraskas and Lindbo, 2012; Moreno-Ramon et al., 2015; Luo et al., 2019)。如此一來，抗性品種的使用可以增強這種正向效果，並造成中長期的土壤有機碳增加。

總之，環境條件和土壤的鹽度是決定這些表現的主要因素。

4. 該措施的其他效益

4.1. 最小化對土壤功能的威脅

在南亞（沖積的恆河三角洲印度–甘地平原印度河恆河平原），鹼土 (sodic soils) 可用於耐鹽品種的水稻種植 (Singh et al., 2016)。因此可以利用退化的土壤結合具有成本效益的作物和養分管理，將鹼土的生產力和盈利最大化。

4.2. 產量增加（如食物、燃料、飼料、木材）

耐鹽品種的使用可以提高稻田的產量。Islam 和 Gregorio (2013) 發現在孟加拉國雨季的 BRRI Dhan 54 有最高產量 (6 噸 / 公頃)，相比另一個耐鹽品種 IR77674-25-1-2-1-3-12-4 AJY 則有最低的產量 (4 噸 / 公頃)。BRRI Dhan 41 在雨季的植物發育 (株高) 最高但產量相當低 (4.2 噸 / 公頃)。此外，乾燥季節的 BRRI dhan47 (IR63307-4B-4-3) 和 BINA dhan8 (IR669463R-149-1-1) 在幼苗階段可以耐受土壤中 12~14 dS/m 的電導度，而在整個生長週期可以耐受 6 dS/m 的土壤電導度，在這種情況下的耐鹽品種有收穫 2.8~8.1 噸 / 公頃產量的潛力。

在同樣的趨勢下，Singh 等人 (2016) 認為在位於印度沖積平原和恆河三角洲受鹽分影響地區的鹼土中，CSR43 品種可以比現有品種多出約 0.5 噸 / 公頃的穀物產量。

4.3. 緩解和適應氣候變遷

目前還沒有關於使用耐鹽品種如何影響溫室氣體排放的具體數據，也沒有比較耐鹽和不耐鹽品種在相同條件下（土壤、氣候、管理等）的具體研究。從這個意義上來說，要確定耐鹽和不耐鹽的水稻品種對於僅僅與植物和代謝過程相關的全球暖化潛勢的影響，有必要進行更具體的研究。稻田的溫室氣體排放數據是存在的，而且在這份技術文

件的其他章節也有明確證明，但在耐鹽品種與不耐鹽品種的排放情況還明顯缺乏數據。

整體而言，大量的證據指出，在傳統品種中添加化肥和稻稈會使氣體排放（甲烷和氧化亞氮）加倍。在這方面，農民的目標是讓水稻植物的毒性或營養缺乏發生率降到最低，以避免使用肥料或摻入碳（稻稈），因為兩者都會使全球暖化的預測惡化。增加的幅度取決於氣候和管理情況，例如在水稻水淹的情況下結合稻稈和慣行耕犁與沒有結合稻稈和耕作相比排放量增加 108~180% (Xiong et al., 2015)。另一方面，Sui 等人 (2016) 發現僅加入稻稈的排放量增加 60%，而僅添加尿素的排放量約為 34% (Bhattacharyya et al., 2012)。

因此，使用抗鹽品種作為維持水稻最佳產量的方法，且不需要增加施肥或合併稻稈的方式，似乎是避免溫室氣體排放增加的好選擇。

5. 該措施的潛在缺點

使用基因改造品種或其他耐鹽品種會取代當地品種，並減少生物多樣性。

6. 採用該措施的潛在障礙

表 70. 採用該措施的潛在障礙

| 障礙 | 有 / 無 | |
|----|-------|-------------------------|
| 文化 | 有 | 不願放棄使用該地區的傳統品種。 |
| 經濟 | 有 | 新品種的水稻種子價格上漲所導致的生產成本增加。 |
| 知識 | 有 | 忽視對新品種最適當的管理。 |

參考文獻

- Bhattacharyya, P., Roy, K.S., Neogia, S., Adhya, T.K., Rao, K.S. & Manna, M.C.** 2012. Effects of rice straw and nitrogen fertilization on greenhouse gas emissions and carbon storage in tropical flooded soil planted with rice. *Soil and Tillage Research*, 124: 119-130. <https://doi.org/10.1016/j.still.2012.05.015>
- Castillo, E., To Phuc, G., Abdelbaghi, M.A. & Kazuyuki, I.** 2007. Response to salinity in rice: comparative effects of osmotic and Ionic stress. *Plant Prod. Sci.*, 10(2): 159-170. <https://doi.org/10.1626/pps.10.159>
- Ebrahimi H., Ared, F., Rezai, M., Amin, E. & Khaledin, M.R.** 2011. The effects of salinity at different growth stage on rice yield. *Ecology, Environment & Conservation Paper*, 17(2): 111-117.
- Grattan, S.R., Zeng, L., Shannon, M.C. & Roberts, S.R.** 2002. Rice is more sensitive to salinity than previously thought. *California Agriculture*, 56: 189–195.
- FAO.** 1988. *Salt-Affected Soils and their Management*. FAO soils bulletin 39. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome, 1988. <http://www.fao.org/3/x5871e/x5871e00.htm>
- Flowers, T.J.** 2004. Improving crop salt tolerance. *Journal of Experimental Botany*, 55(396): 307–319. <https://doi.org/10.1093/jxb/erh003>
- Islam, M.R. & Gregorio, G.B.** 2013. Progress of salinity tolerant rice variety development in Bangladesh. *SABRAO Journal of Breeding and Genetics*, 45(1): 21-30.
- Luo, M., Huang, J.-F., Zhu, W.-F. & Tong, C.** 2019. Impacts of increasing salinity and inundation on rates and pathways of organic carbon mineralization in tidal wetlands: a review. *Hydrobiologia*, 827(1): 31–49. <https://doi.org/10.1007/s10750-017-3416-8>
- Moreno-Ramón, H., Marqués-Mateu, A., Ibáñez-Asensio, S. & Gisbert, J.M.** 2015. Wetland soils under rice management and seawater intrusion: characterization and classification. *Spanish Journal of Soil Science*, 5(2): 111–129. <https://doi.org/10.3232/SJSS.2015.V5.N2.02>
- Morrissey, E.M., Gillespie, J.L., Morina, J.C. & Franklin, R.B.**, 2014. Salinity affects microbial activity and soil organic matter content in tidal wetlands. *Global Change Biology*, 20: 1351–1362. <https://doi.org/10.1111/gcb.12431>
- Rao, D.L.N. & Pathak, H.** 1996. Ameliorative influence of organic matter on biological activity of salt-affected soils. *Arid Soil Research and Rehabilitation*, 10(4): 311–319. <https://doi.org/10.1080/15324989609381446>
- Singh, Y.P., Mishra, V.K., Singh, S., Sharma, D.K., Singh, D., Singh, U.S., Singh, R.K., Haefele, S.M. & Ismail, A.M.** 2016. Productivity of sodic soils can be enhanced through the use of salt tolerant rice varieties and proper agronomic practices. *Field Crops Research*, 190: 82–90. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2016.02.007>
- Sui, Y., Gao, J., Liu, C., Zhang, W., Lan, Y., Li, S., Meng, J., Xua, Z. & Tang, L.** 2016. Interactive effects of straw-derived biochar and N fertilization on soil C storage and rice productivity in rice paddies of Northeast

China. *Science of the Total Environment*, 544: 203–210.

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.11.079>

Vepraskas, M.J. & Lindbo, D.L. 2012. Redoximorphic features as related to soil hydrology and hydric soils. In Lin, H (Ed.) *Hydropedology: Synergistic Integration of Soil Science and Hydrology*. Whatlham, Academic Press, Elsevier. pp. 143–172.

Wang, J., Chen, Z., Ma, Y., Sun, L., Xiong, Z., Huang, Q. & Sheng, Q. 2013. Methane and nitrous oxide emissions as affected by organic–inorganic mixed fertilizer from a rice paddy in southeast China. *Journal of Soils and Sediments*, 13(8): 1408–1417. <https://doi.org/10.1007/s11368-013-0731-1>

Weston, N.B., Dixon, R.E. & Joye, S.B. 2006. Ramifications of increased salinity in tidal freshwater sediments: Geochemistry and microbial pathways of organic matter mineralization. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 111(G1). <https://doi.org/10.1029/2005JG000071>

Weston, N.B., Vile, M.A., Neubauer, S.C. & Velinsky, D.J. 2011. Accelerated microbial organic matter mineralization following salt-water intrusion into tidal freshwater marsh soils. *Biogeochemistry*, 102: 135–151. <https://doi.org/10.1007/s10533-010-9427-4>

Xiong, Z., Liu, Y., Wu, Z., Zhang, X., Liu, P. & Huang, T. 2015. Differences in net global warming potential and greenhouse gas intensity between major rice-based cropping systems in China. *Scientific Reports*, 5(1): 17774. <https://doi.org/10.1038/srep17774>

Yuan, J., Yuan, Y., Zhu, Y. & Cao, L. 2018. Effects of different fertilizers on methane emissions and methanogenic community structures in paddy rhizosphere soil. *Science of The Total Environment*, 627: 770–781. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.233>

濕地

重要溼地生態系統

稻田

19. 以水稻為基礎的整合農業系統

Prafulla K. Nayak, Amaresh K. Nayak, Bipin B. Panda

ICAR, National Rice Research Institute, Cuttack, Odisha, India

印度農業研究委員會 (ICAR) 國家稻米研究所

1. 措施說明

稻米是全球約 50% 人口的主食，且種植面積達 1.6 億公頃，主要集中在亞洲（中國、印度、印尼、孟加拉國、越南、泰國、緬甸、巴基斯坦、菲律賓、北韓和日本）。水稻種植是約 1.4 億水稻種植家庭和農村貧困人口的重要收入來源 (Pathak, Samal and Shahid, 2018)。水稻生產與水和土地生態系統有著錯綜複雜的連結，過去幾 10 年的集約式種植導致土壤、水和環境的退化與溫室氣體的排放增加，進而降低其社會效益 (Pathak, Samal and Shahid, 2018; Kopittke et al., 2019)。作為回應所提出的水稻為基礎的整合農業系統 (rice-based integrated farming systems, RIFS) 將目標放在結合水稻種植與其他措施，如畜牧業、水產養殖業、混農林業、農業園藝、養蜂業、蘑菇、蚯蚓堆肥和 / 或其他作物，包括豆類和穀物。在這樣的系統中，某一部份產生的協同效應、互惠共生和副產品可以作為其他組成要素的潛在投入 (圖 8) (Hu et al., 2016; Bashir et al., 2020; Nayak et al., 2020a)。

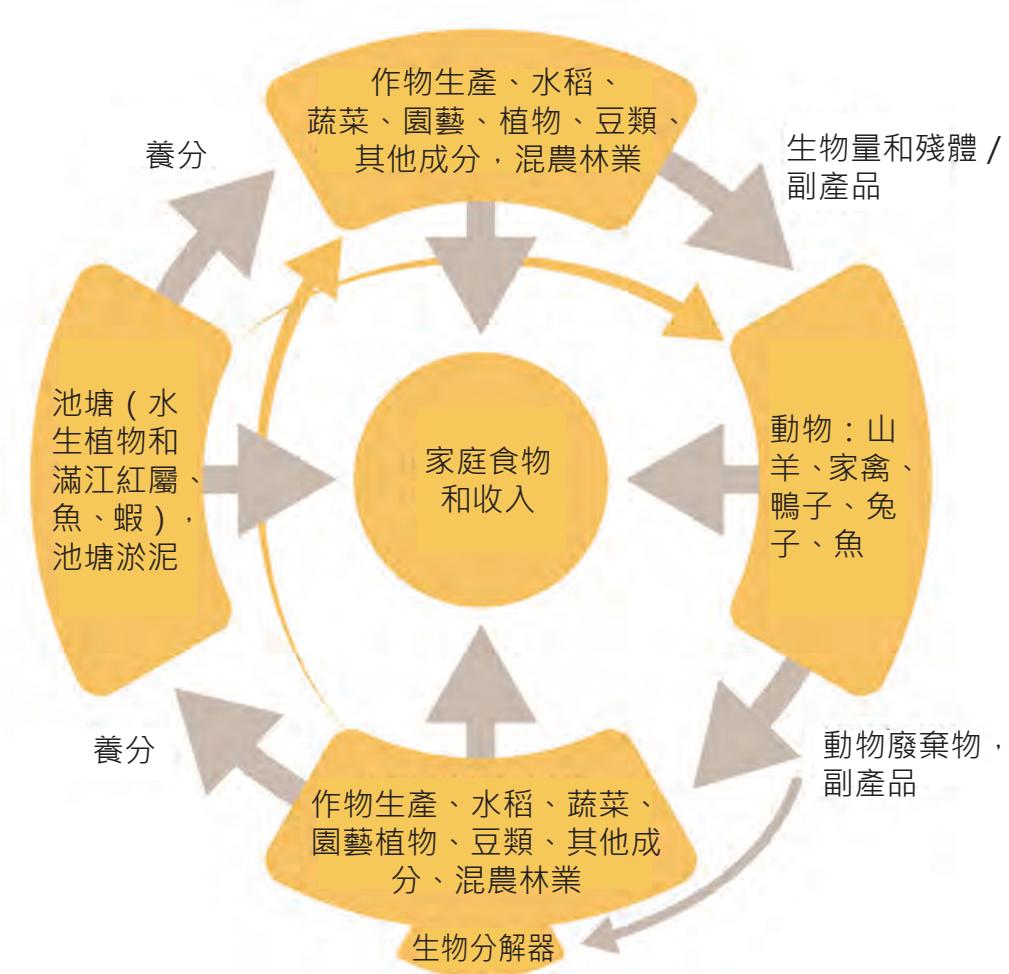


圖 8. 有助於資源流動（即從一個企業到另一個企業）的途徑，描繪出有利於提高家庭食品和收入的協同效應與互惠共生

水稻為基礎的整合農業系統包括大量不同的措施組合，這主要取決於各種因素，如土地持有量、獲得信貸的便利性、潛在市場和利益相關者在培訓與知識水準等方面的意識。水稻為基礎的整合農業系統的各種組合按不同的方案分類：

A. 水稻 – 作物 – 畜牧業系統

這些系統包括穀類或豆類作物。在慣行的水稻–小麥和 / 或水稻–豆類種植系統中，作物殘體通常被倒掉、扔掉或焚燒，長遠來看會導致土壤退化，如養分失衡或肥料使用增加。動物組成的納入可以把作物殘體作為動物的飼料、動物也可用於牽引。而動物殘留物（如糞便和泥漿）可以回歸田地幫助改善土壤健康和肥力（Bhatt et al., 2016; Adarsh, Jacob and Giffy, 2019）。休耕期期間可以採收飼料作物，此外部分土地（最好是灌溉的部分）可以長期分配用於飼料和飼料作物的種植。在水稻 – 豆類種植系統中引進豆類作物，如綠豆 (*Vigna radiata*)、黑豆 (*Vigna mungo*)、小扁豆 (*Lens culinaris*)、硬皮豆 (*Macrotyloma uniflorum*) 或鷹嘴豆 (*Cicer*

arietinum)，作為輪作、間作、接替作物或在稻-豆種植系統中作為作物或覆蓋作物，可以幫助改善土壤健康並為動物提供更好的飼料。

B. 水稻－水產養殖系統

這些系統支援全世界數百萬小農戶的生計 (Halwart and Gupta, 2004; FAO, 2019a)。水稻-水產養殖整合系統有多種形式 (Nayak et al., 2020a; Bashir et al., 2020)，分別有：

B1. 稻魚混養系統 (如稻-蟹-魚、稻-魚-菜、稻-魚-畜，圖 22) 指的是魚的養殖和水稻的種植一起或交替進行。根據區域供應情況和消費者需求，使用的主要魚種是印度大鯉魚、外來鯉魚、普通鯉魚、羅非魚、白鰱、小鯉魚、有重要營養的小魚以及螃蟹、蝦、小龍蝦或鯫魚 (Halwart and Gupta, 2004; Hu et al., 2016 ; FAO, 2019a; Nayak et al., 2020a)。除了魚以外也可以引入各種蔬菜 (堤壩或主田) 和動物組成 (牲畜或家禽)。在這些系統中魚是在水稻植株建立後才被放入稻田 (乾播水稻：水稻植株長到 6 英吋後，及移栽水稻：大多在種植 20 天後以避免傷害水稻植株)；並持續 7~10 個月或在為儲水而建立壟和水庇護區的情況下會用更長的時間。除養魚之外，收集到的池塘水還可用於灌溉。有機糞肥 (牛糞和肥料) 的施用可以刺激支持魚類生長的魚類餌料生物 (food organism) (如浮遊生物、底棲生物) 的自然生長。滿江紅屬 (*Azolla*) 的引進可以創造雙重效益，作為魚飼料和水稻的氮來源。



© CARINRI/Nayak

照片 22. 描述包含牲畜組成在內的改良版水稻水產養殖系統

這是經過進行土地改造以在場地周圍創設 2~4 公尺寬的堤岸 (或堤壩) 後建立。池塘 (或水庇護區) 與兩邊的溝渠相連。水稻種植佔總面積的 65%

B2. 稻-魚-混農林業-園藝-鴨 / 禽類系統（多層農業系統）：這些系統包括使用改良的水稻品種、蔬菜、塊莖作物（魔芋屬、山藥、芋屬、薑黃、生薑）、水果作物（如木瓜、椰子、甘蔗、香蕉、芭樂、芒果）、飼料（如內皮爾、天竺草、豆類飼料、豇豆）、混農林業〔如直幹相思樹 (*Acacia mangium*)、大葉相思 (*A. auriculiformis*)、藍桉 (*Eucalyptus globulus*)〕、花卉栽培、養蜂業伴隨著動物組成（如魚、蝦、家禽、鴨子、山羊）和其他活動（如養蜂、蘑菇栽培）（FAO, 2019a; Nayak et al., 2020a）（圖9）。

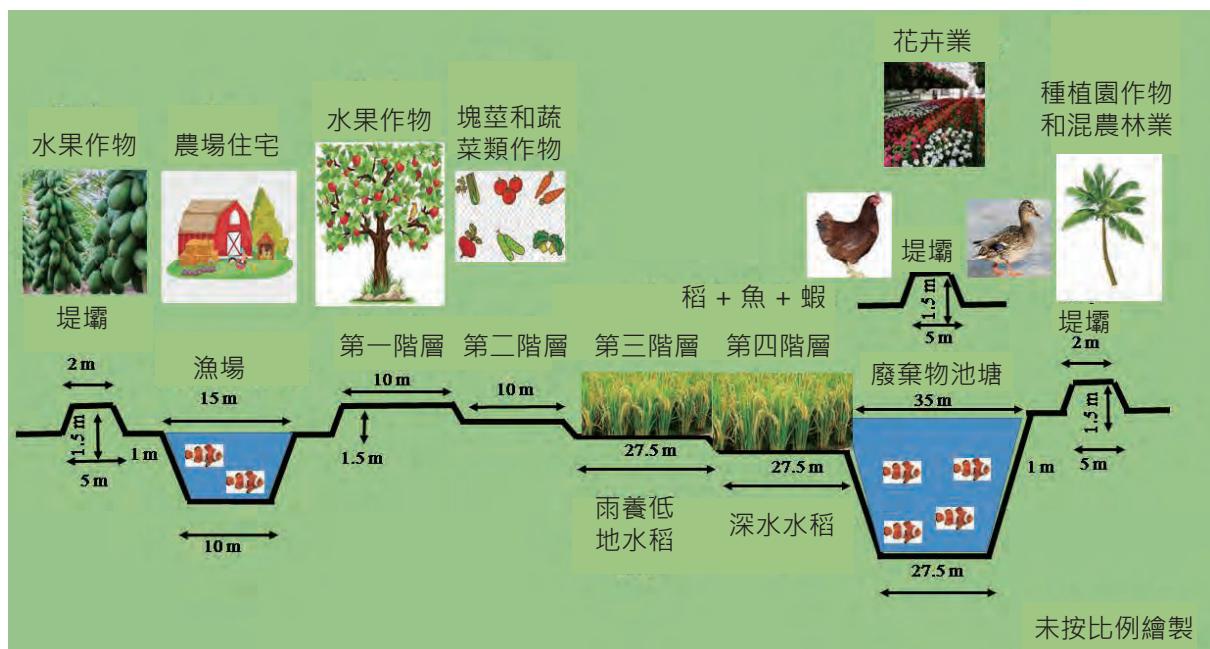


圖 9. 以多層水稻為基礎的整合農業系統

地形造成的水稻生態系統，包括高地（第一階層和第二階層，占田地面積的 15%）、雨養低地（第三階層，20%，水深50公分以下）、深水（第四階層，20%，水深 50~100 公分）、微型水域（20%的面積）和圍繞整個田地區域的高架寬堤岸（25%）。在不同階層的土地上適當地種植水稻、魚蝦、旱季作物、園藝植物和混農林業等不同組成。鴨舍和禽舍建在堤岸上凸出部分，以讓排泄物直接掉進池塘裡。山羊房用竹子、木頭和鐵絲網建在堤岸上，上面鋪上茅草或石棉。資料來源：作者個人彙編和分析

B3. 稻-蟹-鴨 / 家禽養殖（照片 23、圖 10、圖 11 和圖 12）（Nayak et al., 2018; Nayak et al., 2020a; Li et al., 2019）。主要使用的鴨子品種是卡其琴比爾鴨（Khaki Campbell、蛋鴨）或白羽北京鴨（White pekin、肉鴨），不過也鼓勵使用更適應地區多樣性的當地品種。

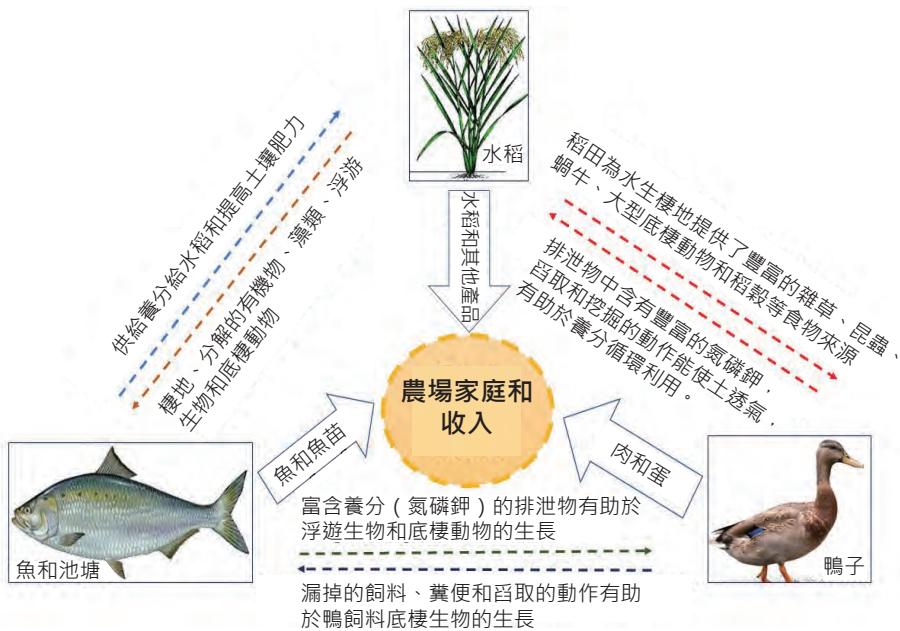


圖 10. 水稻-魚-鴨子之間的共生關係給所有實體帶來最大的互利

資料來源：作者個人彙編和分析

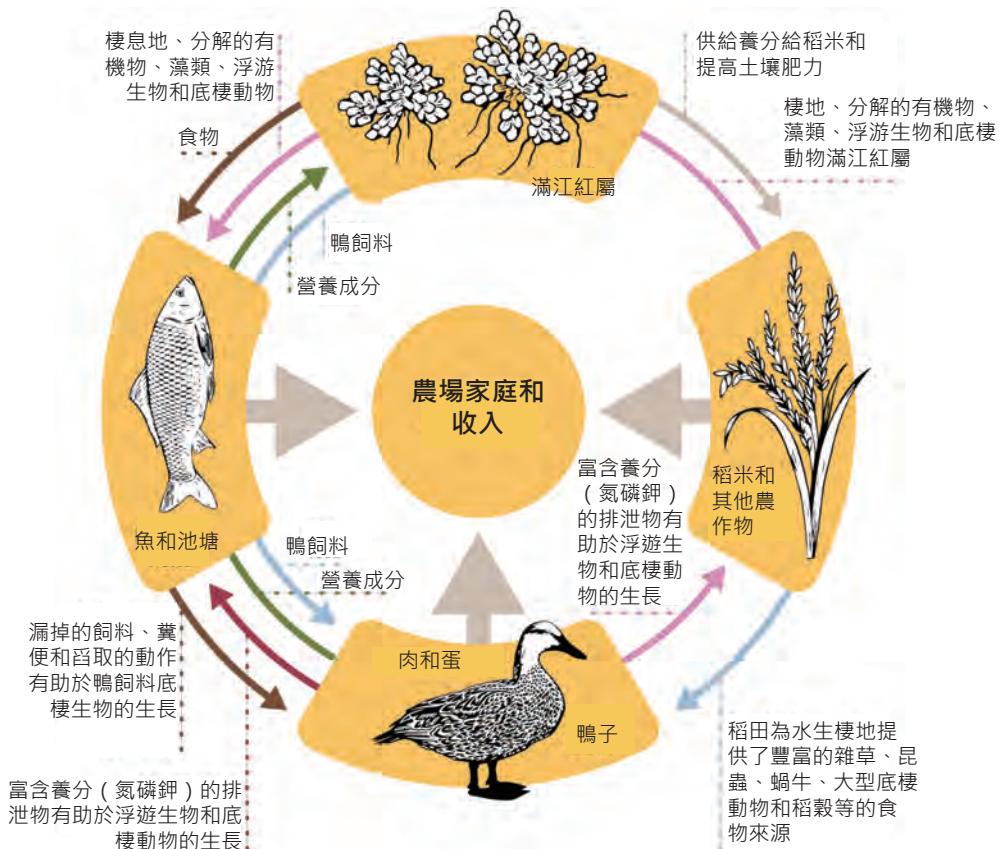


圖 11. 以稻-魚-鴨-滿江紅為基礎的潛在共生關係和協同效應的框架

滿江紅屬是一種自由漂浮的水生蕨類植物，廣泛分佈於印度熱帶地區，與藍藻菌共生而具有固氮能力（約 1100 公斤氮 / 公頃 / 年）因此被認為是水稻植物的最佳生物肥料和牲畜的飼料之一（Nayak et al., 2020a）。

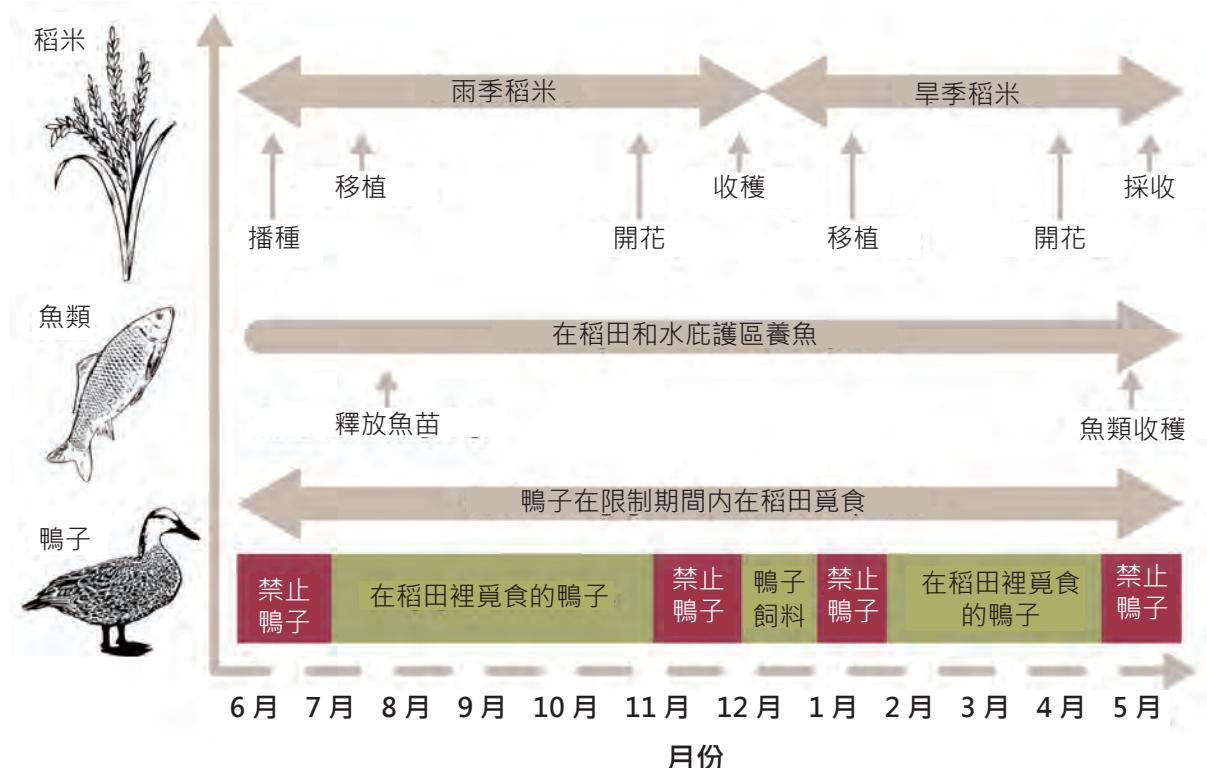


圖 12. 稻–稻種植系統中，水稻、魚和鴨子的施作週期圖

圖中顯示稻田內魚和鴨子的覓食和限制覓食期，以保護水稻植物免受覓食期間的潛在損害，即水稻種植系統中水稻植株建立 20 天後，在水稻開花到收穫期間（僅鴨 30 天）。嚴格執行覓食限制是稻–魚–鴨共養技術的特點之一。



照片 23. (左) 鴨子在乾播的稻田中覓食，為初期（水稻植株建立 20 天後）的雜草和害蟲控制創造有利環境，鴨子糞便掉落在地上進行施肥和鬆土，以促進根部生長和隨後的稻株生長。(右) 稻–魚–鴨共同養殖系統，讓水稻生長茂盛

B4. 基塘農業系統 (pond-dike farming system) (照片 24)：其類型主要取決於堤壩上種植的作物種類 (如桑基魚塘、蔗基魚塘、蕉基魚塘、蔬菜基魚塘)。適當地回收投入和輸出的材料會讓系統的能量流在根本上維持平衡。例如在桑基魚塘整合系統中，桑葉用來餵養蠶，蠶產生的副產品作為魚飼料，而肥沃的泥漿 (池塘底部) 為堤壩上的桑樹植物施肥。這系統可以適當地與蔬菜、牲畜和其他組成的飼養相整合 (Karim and Little, 2018; Babu et al., 2019) 。



照片 24. 基塘農業

B5. 植物 / 魚輪作 (飼料或堆肥)：水稻與魚輪作。在水稻採收後 (即休耕期)，引入魚養殖 3~6 個月，例如印尼的池塘田 (稻田池塘半鹹水)，在爪哇的沿海地區非常流行，在水稻採收後的休耕期，使用鋤頭 (水深 30~40 公分)，將魚作為第二種收成 (養魚系統 · palawija ikan) 來養殖。在印度西部沿海地區 (沿海低窪稻田)，在水稻採收後 (九月)，稻田被潮水淹沒，用於養蝦 (Halwart and Gupta, 2004) 。

B6. 新興系統 (如稻-小龍蝦、稻-螺或稻-蟹)：在半鹹水和淡水的水稻系統中，蝦類養殖 [如草蝦 (*Penaeus monodon*)、墨吉對蝦 (*Penaeus merguiensis*)、印度對蝦 (*Penaeus indicus*)、基圍蝦 (*Metapenaeus ensis*)、淡水中的長臂大蝦 (*Macrobrachium rosenbergii*) 越來越重要。稻-蟹共養中使用淡水蟹 (*Oziotelphusa senex senex* 或 *Parathelphusa hydrodromus*)、半鹹水蟹如中華絨螯蟹 (*Eriocheir sinensis*) 和泥蟹 (*Scylla serrata* · 在世界各地養殖) 。在稻-小龍蝦整合養殖中常見的兩個物種是克氏原螯蝦 (*Procambarus clarkii*) 和紅螯螯蝦 (*Cherax quadricarinatus*) 。在水稻採收期間，稻田裡的水會抽乾或退，以助小龍蝦挖洞製造躲避處，採收後，稻茬的重新生長可作為小龍蝦的食物。此外澆灌稻茬可以分解並促進魚類餌料生物 (即浮遊生物、底棲生物、昆蟲、蠕蟲和軟體動物) 的生長，進而有助於小龍蝦的生長 (Si et al., 2017; FAO, 2019a) 。雖然福壽螺 (*Pomacea canaliculata*) 被認為是水稻的主要害蟲，但稻-螺共同養殖還是被使用，因為用螺肉被用為蝦和臭肚魚 (rabbitfish) 的低廉飼料來源 (Visca and Palla, 2018) 。

2. 適用範圍

表 71. 全球不同地區盛行以水稻為基礎的整合農業系統

| 整合農業系統類型 | 整合農業系統子型態 |
|--|---|
| 水稻-作物-畜牧業系統 | <p>水稻-麥-畜：適用於南亞和東亞國家、撒哈拉以南非洲和南美洲，但主要集中在熱帶和亞熱帶氣候條件下 (Dixon, Gibbon and Gulliver, 2001)。</p> |
| | <p>水稻-豆-畜：在整個熱帶和亞熱帶雨養地區的主要耕作系統。水稻-豆類和畜牧業系統在雨水灌溉的高地和低地地區非常普遍 (Dixon, Gibbon and Gulliver, 2001; Erenstein et al., 2007)。</p> |
| 水稻-水產養殖：傳統上在亞洲國家使用，但由於該系統可以有效地利用水，因此在全世界範圍甚至在埃及或阿曼等沙漠和乾燥地區都適用。 | <p>水稻-魚整合：在古代印度和中國已經實行，後來為大多數亞洲國家（孟加拉國、越南、印尼、菲律賓、馬來西亞、泰國和日本）所採用。這些系統主要適用於包括沿海地區在內的低地水稻區，因為即使在水稻收穫後，田間仍然存在水分 (Halwart and Gupta, 2004; Lu and Li, 2006; Hu et al., 2016)。在平原、中等低地和雨養情況下，可同時進行水稻種植和魚類養殖，而在深水和沿海低地地區，魚養殖可以與水稻種植同時進行和 / 或在非生產季節養魚和育苗 (FAO, 2019a; FAO-SHOU, 2020)。在丘陵地區，稻-魚整合系統取決於合適的等高堤和蓄水池的設計。傳統的稻魚共養系統隨著時間的推移而有所演進，引入具較高經濟重要性的水生物種，或發展成整合水產養殖和農業的系統。</p> <p>水稻-魚-牲畜-園藝-鴨 / 家禽多層系統：適用於各種水稻生態環境（即高地、中低地和深水生態環境）。</p> |

| 整合農業系統類型 | 整合農業系統子型態 |
|----------|---|
| | <p>以水稻-牲畜-園藝和混農林業為基礎的整合農業系統：主要盛行於亞洲、歐洲、南美洲和非洲。適用於中等深度或深水低地、沒有嚴重的水災、有黏土、具有長期保水能力的地區 (Nayak et al., 2020a)</p> |
| | <p>水稻-魚-鴨整合系統：主要盛行於亞洲和非洲國家。非常適應中等深度或深水的低地水稻生態環境，沒有嚴重的水災、有黏土、具有長期保水能力的地區 (Pernolle et al. 2015; Nayak et al., 2018; Nayak et al., 2020a; Li et al., 2020)。</p> |
| | <p>基塘農業：主要盛行於亞洲、非洲和南美洲地區 (Gongfu, 1990; Babu et al., 2019)。</p> |
| | <p>植物 / 魚類的輪作（飼料或堆肥）：流行於南亞，包括中國、印度、印尼和柬埔寨。這種稻-魚系統在印尼和印度的低窪沿海地區非常流行 (Halwart and Gupta, 2004)。</p> |
| | <p>新興系統（如水稻-小龍蝦、水稻-螺或水稻-蟹）：在亞洲、澳洲和美國施行。</p> |

3. 對土壤有機碳庫存的衝擊

適當的整合各個組成部分（作物、水產養殖、畜牧業、混農林業和園藝組成），在以水稻為基礎的整合系統中，會對土壤有機碳固存有正向的貢獻（Oliveira et al., 2018; Nayak et al., 2018; Li et al., 2019）。表 72 中提到一些以水稻為基礎的整合系統，能夠提高土壤碳庫存的例子。

表 72. 以水稻為基礎的整合農業系統對土壤有機碳庫存變化情況的報告

| 以水稻為基礎的整合農業系統 | 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) | 持續期間 (年) | 深度 (公分) | 更多資訊 | 參考文獻 |
|-------------------|---------------------------------------|------|------------------------|--|---|---------------|--------------|---|----------------------------|
| 以樹為基礎的農-畜-林整合耕作系統 | 巴西南部，南緯 10°38'13"，西經 55°42'32" | 熱帶濕潤 | 高嶺石氧化土 | 牧場 =16.5 | 牧場 =1.37 農-畜-林整合 =1.91 | 12 | 0~30 | 如果沒有土壤肥力的限制（缺氮），有 樹木的整合系統即使在短期內（三年） 也可以促進土壤有機碳的積累。 | Oliveira et al. (2018) |
| 農-畜和農-畜-林 整合系統 | 巴西東南部，南緯 21°57'42"，西經 47°50'28" | 熱帶濕潤 | 氧化土 | 粗放式放牧 =1.45 農-畜整合 =1.48 農-畜-林整合 =1.55 | 粗放式放牧 =1.68 農-畜整合 =1.96 農-畜-林整合 =1.74 | 6 | 0~40 | 土地集約化增加碳庫存，然而將牧場 (粗放式放牧) 轉化為農-畜整合和農- 畜-林整合系統可以增加土壤碳庫存， 速度為 0.28 噸碳 / 公頃 / 年。 | Bieluczyk et al. (2020) |
| 稻-魚整合系統 | 印度奧迪沙省克塔克 市 | 熱帶濕潤 | 通氣飽和浸水弱 育土 砂質黏壤土 | 水稻單一作物連作 =0.15 | 0.18 | 4 | 0~15 | 與水稻單作栽培相比會增加碳庫存。 | Nayak et al. (2018) |
| 稻-鴨整合系統 | | | | | 0.23 | | | | |

| 以水稻為基礎的整合農業系統 | 地點 | 氣候區 | 土壤類型 | 基準線碳庫存基線 (噸碳 / 公頃) | 額外的碳儲量 (噸碳 / 公頃 / 年) | 持續期間 (年) | 深度 (公分) | 更多資訊 | 參考文獻 |
|---------------|------------------------------|------|-----------|----------------------|--------------------------------------|------------|-----------|---------------------------------|-------------------|
| 稻-魚-鴨整合系統 | | | | | 0.30 | | | 比水稻單作栽培能增加碳庫存。增強土壤肥力和生物多樣性 | |
| 稻-鴨整合系統 | 華南地區，北緯 23°14' · 東經 113°38' | 熱帶潮濕 | 砂質壤土 | 0.18 | 0.25 | 1 | 0~15 | 稻-鴨系統增強碳庫存 | Li et al. (2019) |
| 稻-小龍蝦整合系統 | 中國湖北省 | 熱帶濕潤 | | 水稻單作栽培 = 0.20 | 0.27 | 10 | 0~10 | 微生物的生物質碳、溶解有機碳和顆粒有機碳等碳的組成分也在增加。 | Si et al. (2017) |
| 稻-蟹混合栽培 | 中國遼寧省，北緯 40°51' · 東經 122°13' | 熱帶濕潤 | 來自沖積層的重黏土 | 0.25 (慣行水稻單作栽培) | 慣行水稻-蟹養殖 = 0.29 有機糞肥水稻-蟹養殖 = 0.35 | 5 | 0~20 | 細菌的增強造成對土壤有機質轉換的貢獻 | Yan et al. (2014) |

農-畜-林整合 (ICLF) ；作物-畜牧業-林業整合系統；農-畜 (ICL) : 作物-牲畜整合系統；IFS : 整合農業系統。

土壤有機碳 (噸 / 公頃) = SOC x BD x 深度 (公分 x 10⁻¹) · 其中 BD 是土壤容積密度 (公克 / 平方公分) · SOC (公克 / 公斤) 為土壤有機碳。

土壤有機碳固存率的計算方法是將土壤有機碳庫存的變化 / 積累除以年數，即土壤有機碳固存率 (噸 / 公頃 / 年) = 土壤有機碳庫存變化 / 積累 / 儲量 (噸碳 / 公頃) / 年數

4. 該措施的其他效益

4.1. 改善土壤性質

土地利用管理的改善方式包括施用堆肥、保育性農業（包含覆蓋作物、輪作、多年生作物、少耕或零耕犁），以及將混農林業；和飼料作物，納入水稻–動物共同養殖的措施。這些措施有可能造成土壤有機質、土壤有機碳和有效氮、磷、鉀含量的增加，進而影響物理化學性質：例如，從長遠來看，土壤中粘粒含量的增加可能是由於生物風化速率的增加（Bot and Benites, 2005; Teng et al., 2016; Nayak et al., 2018; Li et al., 2019）。較高的土壤有機質，會造成容積密度與易分散黏粒含量的降低，並增加微生物活性（Gajda, Czyż and Dexter, 2016）。牲畜排泄物的持續添加，可以提高土壤有機碳和有效的氮、磷、鉀含量，此外滿江紅屬的引入，為水稻生長貢獻大量的氮肥（Nayak et al., 2020a）。長期的稻–蝦輪作改善土壤的物理和化學性質，包括土壤養分的增加（Cai et al., 2019）。鴨子的活動增強了土壤曝氣（生物擾動）。豆科作物的使用增加有效氮和土壤有機碳含量（Erenstein et al., 2007; Adarsh, Jacob, and Giffy, 2019）。

4.2. 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 | 整合農業系統中包含的各種措施可以減少和預防土壤侵蝕，透過增加覆蓋作物面積和種植期間、種植多年生飼料和其他多年生作物，以及在特定區域加入諸如樹籬、池塘、溝渠、樹木、混農林、適當管理牲畜和農場殘留物、增加有機糞肥等組成。管理措施，如梯田管理、增加使用保育性農業和少耕，包括活植物防風林。此外增加土壤有機碳，可以提高土壤團粒形成的穩定性，進而防止侵蝕過程（Bots and Benites, 2005; FAO, 2019b）。 |
| 養分的失衡和循環 | 稻–魚、稻–鴨、稻–魚–鴨、作物–牲畜–混農林業和園藝系統可以改善土壤養分（氮磷鉀）和增強土壤有機碳的積聚，並透過增加微生物多樣性來增強養分循環（Nayak et al., 2018; Li et al., 2019; Masciandaro et al., 2018）。作物的輪作和多樣性、使用滿江紅和添加有機糞肥可以增加土壤有效氮水準，並提高氮的利用效率。在低地生態環境中與慣行水稻耕作相比，稻–魚–鴨共同養殖可以使總氮（121%）、有效氮（50%）、有效磷（67%）和鉀（150%）含量增加（Nayak et al., 2018）。 |

| 土壤威脅 | |
|-----------|---|
| 土壤鹽化和鹼化 | 保持適當土壤濕度、充分排水，以及增加的土壤有機碳和團粒穩定性可以防止鹽化和鹼化。水稻整合農業系統規定增加使用有機物和糞肥導致根部的鹽分累積的減少 (Kaledhonkarr, Meena and Sharma, 2019) 。 |
| 土壤沾染 / 汚染 | 水稻整合農業系統可以優化和減少合成肥料、農藥和除草劑的施用，進而最終能防止土壤和水的汙染並提高水質 (Long et al., 2013; Nayak et al., 2020a) 。 |
| 土壤酸化 | 適當且降低農業化學品的施用率和高的土壤有機物可以防止土壤酸化 (Long et al., 2013) 。在水稻整合農業系統中使用石灰、有機肥和廄肥 (farmyard manure) 等改良劑會造成pH值增加，進而改善酸性硫酸鹽土壤 (Halim et al., 2018) 。 |
| 土壤生物多樣性損失 | 較高的土壤有機碳庫存可提高土壤動物、植物和微生物的數量。慣行農法相比，水稻整合農業系統可以增加土壤生物多樣性和生物的土壤品質指標 (biological soil quality index, SQI _{Biol}) (Kremen, Iles and Bacon, 2012; Nayak et al., 2020a) 。 |
| 土壤水分管理 | 有效水的保留和有用的排水系統，在土壤水飽和狀態時能產生更高的水使用效率 (Ahmed, Ward and Saint, 2014) 。 |

4.3. 產量增加 (如食物、燃料、飼料、木材)

水稻整合農業系統能提高水使用效率和系統生產力 (Nayak et al. 2018; Li et al. 2019; FAO, 2019a)，因為這類系統屬於一個多企業的農業系統，其大部分的食物、燃料和纖維需求都由系統本身提供。共同養殖可能提高產量的潛力，可以從許多國家的報告中看出 (Bashir et al., 2020)，例如中國的水稻與魚、烏龜、淡水螯蝦和螃蟹的整合系統有較高的平均產量 (水稻 9.3~12.0 噸 / 公頃，魚 1.9~2.5 噸 / 公頃) (Zhang et al., 2016)；孟加拉國的稻-魚 (蝦、明蝦、魚) 系統的水稻產量為 3.8~5.0 噸 / 公頃和魚產量為 1.8 噸 / 公頃 (Islam, Barman and Murshed-e-Jahan, 2015; Ahmed, Ward and Saint, 2014)；印度的稻-魚 (魚、明蝦、蟹) 整合系統的生產量為水稻 3.0~5.0 噸 / 公頃和魚 0.7~2.0 噸 / 公頃 (Das, Sarkar and Prasad, 2014; Nayak et al., 2018; Nayak et al., 2020a)；印尼的稻-魚整合系統生產水稻 6.5~7.8 噸 / 公頃和魚 0.3~0.89 噸 / 公頃 (Dwiyana and Mendoza, 2006)；越南生產水稻 4.2~5.7 噸 / 公頃和魚 2.2 噸 / 公頃 (Berg et al., 2017)，以及非洲 (Melaku and Natarajan, 2019)。

4.4. 緩解和適應氣候變遷

甲烷是一種強效溫室氣體（比二氣化碳高 28 倍），是由於土壤微生物對有機質進行厭氧分解，而從水淹的水稻生態系統中排放的（IPCC, 2007）。水稻種植與水生動物（如魚、蝦、貝類、淡水螯蝦、螃蟹、烏龜、青蛙和鴨子）養殖的整合，會產生生物擾動（對土壤和水的划動、挖掘、踐踏）和覓食活動（雜草和水生生物的減少，導致其呼吸用的氧氣需求下降）。這些活動提高可用的溶氧水準，導致更好的土壤和水通氣，以及促進甲烷氧化過程（透過甲烷氧化細菌）和減少甲烷排放（Nayak et al., 2020a; Nayak et al., 2020b; Xu et al., 2017; Zhang et al., 2017）。然而，季節性累積的甲烷排放在共同養殖系統（稻-魚、稻-鴨和稻-蛙）中可能更高（Frei et al., 2007; Datta et al., 2009; Bhattacharyya et al., 2013; Xu et al., 2017; Fang et al., 2019; Wang et al., 2019）；而估計的每單位產出溫室氣體強度（以稻米當量產量表示）卻低很多。水稻單作栽培的作物在生長期間的某些時間點，會受到乾溼交替影響而出現濕潤期和乾燥期，但在稻-魚系統中，水在整個生長期間保持不變，這可解釋甲烷排放量的差異。稻-魚-鴨整合農業降低全球暖化潛勢，也許是因為稻田生態系統減少的農用化學品 / 施肥及更好的通氣環境（Nayak et al., 2020a）。

水稻種植也是氧化亞氮的重要人為來源（其全球暖化潛勢比二氣化碳高 298 倍）。氧化亞氮排放主要取決於氮肥（合成和有機）的強度與方法、水分管理與排水和溫度。除淹水形成的缺氧情況，微生物的硝化與脫氮作用功能也有可能受到干擾（IPCC, 2014; Wu et al., 2018）。有報告指出，水稻-動物共同養殖（稻-魚、稻-蟹、稻-蝦、稻-鴨和稻-魚-鴨）的氧化亞氮排放會明顯減少（圖 13）（Frei et al., 2007; Datta et al., 2009; Bhattacharyya et al., 2013; Xu et al., 2017; Fang et al., 2019; Wang et al., 2019; Nayak et al., 2020a）。

水稻整合農業系統增強系統的韌性和適應能力，並提供互惠共生和變通性，以減少系統各組成間的權衡和競爭，這些都提供的適應選項，克服容易被氣候造成之干擾的影響。在為期四年的稻-魚-鴨共同養殖實驗中，與印度克塔克慣行水稻耕作相比，土壤有機碳庫存增加為兩倍（+106%）且全球暖化潛勢減少 11%（Nayak et al., 2018; Nayak et al., 2020a）。表 74 和圖 13 講述水稻整合農業系統中不同的適應和緩解策略。

表 74. 稻–魚整合農業系統中不同的氣候變化適應和緩解的方法

| 整合系統 | 組成 | 適應和緩解氣候變遷的方法 | 排放潛力 |
|-----------------|------|--|-----------|
| 稻魚整合系統 | 農作物 | <ul style="list-style-type: none"> 減少合成肥料、殺蟲劑和除草劑的使用 | 減少溫室氣體排放 |
| | 魚類生產 | <ul style="list-style-type: none"> 較少的飼料需求 更有效地用水 水稻生態系統中鴨子和魚的生物擾動（快速移動）和滿江紅的存在提高水中溶氧的濃度，造成有氧條件，進而減少甲烷生成菌活性和隨後的溫室氣體排放減少。 | |
| 作物–牲畜–混農林整合耕作系統 | 作物 | <ul style="list-style-type: none"> 用於植物生長的有機糞肥。 減少合成化學品（肥料和殺蟲劑）及其生產、運輸和應用。 透過有效土地利用以減少飼料作物的面積。 作物殘留物、糞肥和養分循環。 | 採用和緩解全球暖化 |
| | 牲畜 | <ul style="list-style-type: none"> 牲畜的優質飼料（反芻動物、豬、鴨和家禽可以吃作物殘渣和副產品）能降低腸道甲烷排放。 健全的糞肥管理可以減少溫室氣體排放。 有效地利用土地面積管理。 | |
| | 混農林 | <ul style="list-style-type: none"> 水稻整合農業系統中納入混農林的成分可以顯著減少全球暖化的影響。生物量和土壤中的碳固存量更高。 改善的土壤健康、水滲透力和保水力。 全年都有飼料供應。 改善動物的熱舒適性、福利、健康和產量 | |

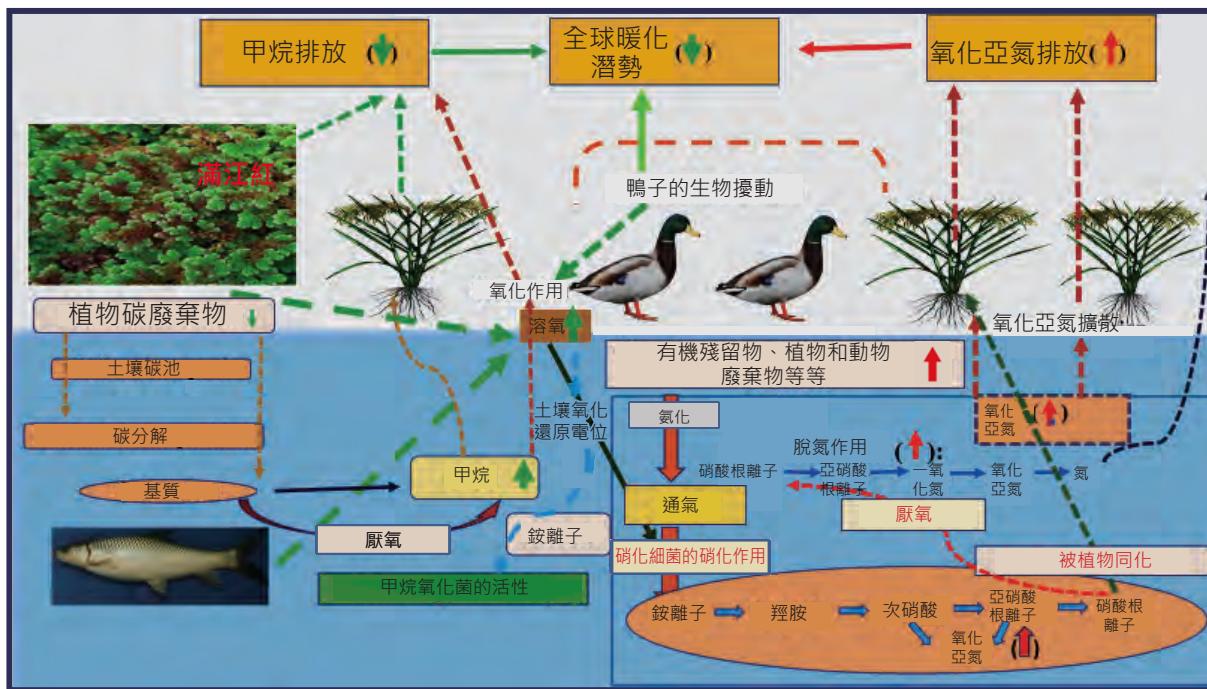


圖 13. 水稻整合農業系統的甲烷和氧化亞氮排放示意圖，以及鴨和魚對減少全球暖化潛勢的協同效果

資料來源：根據 Xu et al., 2017 和 Nayak et al., 2020a 的圖進行修改和重構

4.5. 社會經濟效益

水稻整合農業系統提供更高的社會經濟效益，進而改善農村農民的生計和社會經濟地位 (FAO, 2019a; FAO-SHOU, 2020) 。

與動物（魚、蝦、鴨等）的整合支持生產力和經濟回報 (Bashir et al., 2020; Nayak et al., 2018; Nayak et al., 2020a)。在印度的低地生態中，觀察到稻 – 觀賞魚養殖 (2.5)、作物–牲畜–混農林系統 (2.9~3.4)、稻–魚–鴨 (2.5~2.8)、稻–魚–鴨子–滿江紅 (2.7~3.0) 和多層稻–魚園藝系統 (2.0~2.5) 中有較高的經濟回報（以效益成本比表示）。獲利率主要取決於整合系統的各個組成及其有效管理 (Nayak et al., 2020a)。水產–農業整合系統 (IAA) 明顯提高農戶收入 (Ahmed, Ward and Saint, 2014)，而水稻–動物 (稻–魚、稻–蟹和稻–淡水螯蝦) 的共同養殖，在許多國家對於促進水稻生態系統效率和提高農民收入方面發揮重要作用 (FAO, 2019a)。雨水收集模式（土地塑造的水產–農業整合系統）和稻–魚共養有助於提高農戶的生計安全水準（即農用池塘、採用複合種植和水產養殖），因此增加他們的彈性、生產力和收入，創造就業機會、協助獲得市場價格、推廣服務和機構，幫助他們自力更生且提高社會地位 (Kumaran et al., 2020)。與水稻單作栽培相比，基塘整合系統能夠提供更好的經濟回報 (Karim and Little, 2018; Babu et al., 2019)。最終，高價值水生物種的引進，會創造更高的經濟回報和利潤，也可以創造額外的就業機會且有助於改善國民經濟。

在大多數發展中國家，提高生活品質（糧食安全、營養均衡、創造就業機會和性別平等）以及保護人們的社會和文化需求，是一項具有挑戰性的任務。池塘和稻田可以幫助實現多項社會效益（Halwart and Gupta, 2004）。事實上以池塘為基礎的水產－農業整合系統可以生產全年的食物、提供多樣化的健康糧食、創造就業機會並解決性別議題（女性有平等的資源獲取標準）（Halwart and Gupta, 2004; FAO, 2019a）。農場廢棄物的積累會造成環境問題，但水稻整合農業系統依賴將系統中產生的廢棄物循環利用，因此有助於維護農場家庭及其周圍的衛生和環境安全。農作－畜牧－混農林整合農業系統能創造額外的就業機會（每日 400~500 人 / 公頃 / 年），這取決於整合的範圍和類型（Nayak et al., 2020a）。蚊子（瘧疾和登革熱）和蝸牛（血吸蟲病和肝硬化或由肝吸蟲引起的一般肝吸蟲病）這兩種重要的公共衛生病媒利用稻田作為繁殖地，這可能對人類造成健康危害，而採用稻－魚 / 動物共同養殖（稻－魚、稻－鴨）能夠達到自然控制（Halwart and Gupta, 2004; Singh, 2011）。

4.6. 該措施的其他效益

提高用水效率

水稻－水生動物共同養殖隨著過集約化和多樣化的種植模式，提高了藍水的利用效率（譯註：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量）（Ahmed, Ward and Saint, 2014）。在雨養地區，水產－農業整合系統和稻－魚－鴨整合農業搭配有雨水收集和儲存設施的整合系統，可以將水重新用於基塘農業或當作其他作物緊急救命的灌溉水（Ahmed, Ward and Saint, 2014; Nayak et al., 2020a）。

增加養分循環和生物多樣性

水稻－動物（魚、鴨或魚－鴨）的共同養殖可以改善水質。添加糞便、魚和鴨的持續運動和活動（對土壤和水的划動、挖掘、踐踏），可以提高溶氧水準和增加水生生物多樣性，包括浮游生物（植物和動物浮游生物）、土壤底棲動物相和微生物族群（Halwart et al., 2008; Nayak et al., 2018）。稻－魚、稻－魚－鴨和作物－牲畜－混農林整合系統的生物多樣性指數（在計畫的植被豐富度、耕作強度、地景元素豐富度、微生物、浮游生物和底棲動物豐富度，以及牲畜豐富度等）明顯高於慣行系統（Nayak et al., 2020a）。

雜草和害蟲的生物控制前景

在稻－魚、稻－鴨和稻－魚－鴨整合農業中，雜草密度和雜草生物量會隨著雜草控制效率的提高而明顯減少。在稻－魚－鴨整合養殖中，雜草的生物多樣性（物種豐富度；辛普森指數，Simpson's index）和物種多樣性（夏儂－威納指數，Shannon-Weiner index）會隨著 Pielou 均勻度群落指數⁶（Pielou evenness community index）的增加而明顯下降，這顯示出先前優勢雜草的減少會導致雜草群落組成高度多

⁶ 物種均勻度指環境中每個物種在數量上的相似度。數學角度上定義為多樣性指數，是衡量生物多樣性的標準，並量化社區裡在數量上的平等程度。

樣化 (Nayak et al., 2020b)。魚和鴨的存在可以提高對稻蟲害 (卷葉蟲、褐株跳蟲、電光葉蟬和三化螟等) 的生物防治效率，進而減少或避免使用農藥 / 除草劑 (Li et al., 2019; Nayak et al., 2020a)。

能源效率系統

大量使用化肥和殺蟲劑 / 除草劑的集約化農業，以及大規模機械化農業耕作正逐步降低現代農業措施的能源效率。共同養殖和 / 或混合農業 (作物 - 乳製品 - 魚類 - 家禽) 與慣行水稻種植相比有更高的能源效率且使用更多的可再生能源 (Paramesh et al., 2019; Nayak et al., 2020a)。

自然資源的保護

在中國施用農業化學品潛在的減少 (肥料和殺蟲劑分別減少 24% 和 68%) (Xie et al., 2015; Long et al., 2013)，支持更多水生植物和動物的多樣性，進而幫助資源和生態系統的復育 (Halwart, 2008)，此外水稻生態系統為許多其他水生物種提供棲息地和繁殖地 (Halwart and Gupta, 2004; Halwart, 2008)。

提高知識和技能

水稻整合農業系統支持技術的發展，旨在利用可用的資源 (作物、牲畜和遺傳潛力) 來建立更具彈性的系統。多重企業系統需要改善其具體管理方面的知識和技能。性別賦權和能力建構是水稻整合農業系統的主要框架，同時也需要針對性別的管理和知識技能 (Halwart and Gupta, 2004)。

5. 該措施的潛在缺點

5.1. 權衡對土壤功能的其他威脅

水稻整合農業系統可以最大限度的減少和防止土壤威脅，然而如果不適當的採用和實施可能會造成對其他土壤威脅的權衡。

表 75. 土壤威脅

| 土壤威脅 | |
|------|---|
| 土壤侵蝕 | 強降雨地區可能會有洪水導致水流造成的土壤侵蝕風險。乾旱和半乾旱地區可能會有風蝕土壤的風險。水稻整合農業系統中的覆蓋作物應進行適當管理，種植一年生和多年生作物以避免侵蝕 (Zhang et al., 2011)。 |

| 土壤威脅 | |
|-----------|--|
| 養分的失衡和循環 | 缺乏永續的管理可能對土壤有機質與養分（主要是氮、磷、鉀、硫和微量營養素）消耗產生負面影響，導致養分可利用形式和陽離子交換能力受到嚴重限制，進而降低水和養分的利用效率（ Nayak et al., 2018; Li et al., 2019 ）。 |
| 土壤沾染 / 污染 | 過度使用水和農業化學品等投入物可能導致土壤和水沾染以及汙染，進而降低土壤和水的品質與生物多樣性（ Ongley, 1996 ）。在水稻整合農作系統中任何組成所使用的化學品（殺蟲劑、農藥殺蟲劑、除草劑、生長激素、抗生素）會自然到達其他組成中並增加其生物濃度。 |
| 土壤水分管理 | 在水稻整合農業系統中，如果土壤和水沒有管理好就會產生土壤侵蝕、淋洗和積水的風險，進而導致土壤酸化和生物多樣性喪失。 |

5.2. 溫室氣體排放量增加

在作物–牲畜整合系統中採用適當的糞肥管理可以減少養分需求（減少農業化學品的輸入）、改善動物健康和畜群管理（採用高效的可消化飼料），導致減少溫室氣體排放（ Soussana et al., 2015; Mottet et al., 2017 ）。

5.3. 與其他措施的衝突

水稻整合農業系統需要正確實施以避免與其他農業措施互相衝突：

- ◆ 應仔細規劃系統組成的選擇、整合程度和管理措施（相容性和協同效果），以避免對水稻整合農業系統的其他栽培組成造成損害，例如在水稻–動物（鴨）共同養殖中，水稻生態系統的食物不足或缺乏有時會導致種植的蔬菜和其他植物受到捕食和覓食。
- ◆ 水稻整合農業系統的實施會造成高度機械化的集約化水稻種植受到影響。

5.4. 產量減少（如食物、燃料、飼料、木材）

水稻整合農業系統對生產和生產力沒有負面影響，然而如果沒有審慎的引入不同的組成，則存在擾亂系統平衡和協同作用的風險，進而導致系統中不同組成之間的競爭。

5.5. 其他衝突

涉及動物共同養殖的水稻整合農業系統中，可能會導致致病菌的積累，進而引發人類健康危害 (Singh, 2011)。

6. 實行該措施前的建議

- ◆ 系統的組成選擇必須基於互惠共生和協同作用的存在。魚、牲畜、家禽的引進或作物的選擇不能有矛盾或競爭。
- ◆ 水稻 – 動物共同養殖需要有適當的圍欄以保護動物免受捕食，並防止它們前往鄰近的田地（可能對其他田地作物造成損害）和逃離田地。
- ◆ 農民需要瞭解每個組合（作物、動物）的概念和管理措施。該系統應在塑造土地之前進行規劃。為了提高產量，同時能保護水質和避免有害的水汙染，需要準確瞭解所需的糞肥量。
- ◆ 水稻整合農業系統的施行初期需要較高的投資，但能提供多樣化的產品和收入所需的勞力密集型種植形式，這反過來又需要特殊的市場營銷技能，否則可能會造成產品的腐爛和浪費。因此政府的特別激勵措施，可能有助於讓農民能積極參與，以實現整體永續性和環境安全。
- ◆ 以水稻為基礎的多企業整合系統與密集型單作栽培措施，及有限的農業資源之互相競爭。

7. 採用該措施的潛在障礙

表 76. 採用該措施的潛在障礙

| 障礙 | 有 / 無 | |
|----------------|-------|--|
| 生物物理 | 有 | 動物和農作物在極端事件中可能受到損害，如洪水會造成魚、牲畜和植物可能被沖走或受傷，以及乾旱和 / 或炎熱時期（缺水）。 |
| 文化 | 有 | 有些系統組成的做法像養豬業，可能會受到社會經濟和宗教信仰的反抗。 |
| 經濟 | 有 | 實施成本：施行的初始成本，如土地塑形和各類投入（種子、種植材料、魚苗與動物組成（鴨苗、小雞等）需要較高的投資。缺乏對農民適當的財政激勵方案、可用性和對於投入的補貼，造成水稻整合農業系統對小型和邊緣農民的吸引力降低。難以獲得保險、信貸和市場：農民獲得信貸和資金的機會有限，且保險流程繁瑣，進入市場的機會有限，這些大幅度降低經濟可行性和採用水稻整合農業系統的動機。缺乏合適的產品附加價值和長期儲存及市場運輸設備，進而限制系統經濟效益的成功。 |
| 機構 | 有 | 部門和生產者之間缺乏協調：許多國家的水稻整合農業系統屬於農業、環境和林業部門以及畜牧業，因此沒有單一的體制機構能夠主導推動整合農業系統的採用。 |
| 法律 (土地權利) | 有 | 不安全的使用權和小規模的土地持有權：許多小農戶沒有土地或持有很小的土地，這成為採用該技術的主要障礙。沒有正式的土地擁有權，農民對種植樹木和園藝植物不感興趣。 |
| 知識 | 有 | 水稻整合農業系統包含將不同組成進行組合，且其生產系統是知識密集型的，因此需要適當地獲得資訊和技術支持（如推廣服務）。農民大多不願意冒險且擔心造成生產損失。需要持續努力加強推廣和機構工作人員，透過組織培訓和示範為農民 / 企業家的動機來創造足夠的意識和知識。 |
| 自然資源 | 有 | 土地持有規模的分散可能會限制農民去實行以利潤為導向的農業系統。 |
| 其他 | 有 | 盜竊、偷獵和掠食動物的存在，可能會威脅到水稻整合農業系統的良好施行。 |

References

- Adarsh, S., Jacob, J. & Giffy, T.** 2019. Role of pulses in Cropping Systems: A Review. *Agricultural Reviews*, 40(3): 185-191. <https://doi.org/10.18805/ag.R-1888>
- Ahmed, N., Ward, J.D. & Saint, C.P.** 2014. Can integrated aquaculture-agriculture (IAA) produce “more crop per drop”? *Food Security*, 6(6): 767–779. <https://doi.org/10.1007/s12571-014-0394-9>
- Babu, S., Das, A., Mohapatra, K.P., Yadav, G.S., Singh, R., Tahashildar, M., Devi, M.T., Das, S., Panwar, A.S. & Prakash, N.** 2019. Pond dyke utilization: An innovative means for enhancing productivity and income under Integrated Farming System in North East Hill Region of India. *Indian Journal of Agricultural Sciences*, 89(1):117-122.
- Bashir, M.A., Liu, J., Geng, Y., Wang, H., Pan, J., Zhang, D., Rehim, A., Aon, M. & Liu, H.** 2020. Co-culture of rice and aquatic animals: An integrated system to achieve production and environmental sustainability. *Journal of Cleaner Production*, 249: 119310.
<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.119310>
- Berg, H., Ekman Söderholm, A., Söderström, A.-S. & Tam, N.T.** 2017. Recognizing wetland ecosystem services for sustainable rice farming in the Mekong Delta, Vietnam. *Sustainability Science*, 12(1): 137–154. <https://doi.org/10.1007/s11625-016-0409-x>
- Bhatt, R., Kukal, S.S., Busari, M.A., Arora, S. & Yadav, M.** 2016. Sustainability issues on rice–wheat cropping system. *International Soil and Water Conservation Research*, 4(1): 64–74.
<https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2015.12.001>
- Bhattacharyya, P., Sinhababu, D.P., Roy, K.S., Dash, P.K., Sahu, P.K., Dandapat, R., Neogi, S. & Mohanty, S.** 2013. Effect of fish species on methane and nitrous oxide emission in relation to soil C, N pools and enzymatic activities in rainfed shallow lowland rice-fish farming system. *Agric. Ecosyst. Environ.* 176: 53–62. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.05.015>
- Bieluczyk, W., Piccolo, M. de C., Percira, M.G., Moraes, M.T. de, Soltangheisi, A., Bernardi, A.C. de C., Pezzopane, J.R.M., Oliveira, P.P.A., Moreira, M.Z., Camargo, P.B. de, Dias, C.T. dos 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>
- Bot, A. & Benites, J.** 2005. *The importance of soil organic matter: Key to drought-resistant soil and sustained food production*. FAO Soils Bulletin No. 80. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy. (also available at: <http://www.fao.org/3/a0100e/a0100e00.htm>)
- Cai, C., Li, G., Zhu, J.Q., Peng, L., Li, J.F. & Wu, Q.X.** 2019. Effects of Rice-crawfish Rotation on Soil Physicochemical Properties in Jianghan Plain. *Acta Pedol. Sin.* 56: 220–230.
<https://doi.org/10.11766/trxb201804020127>
- Das, T., Sarkar, P. & Prasad, N.** 2014. Exploring the potential for concurrent rice-fish culture in wetlands of Assam, North East India. *International Research Journal of Biological Sciences*, 3: 60e69

Datta, A., Nayak, D.R., Sinhababu, D.P. & Adhya, T.K. 2009. Methane and nitrous oxide emissions from an integrated rainfed rice–fish farming system of Eastern India. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 129(1-3): 228–237.

Oliveira, J. de M., Madari, B.E., Carvalho, M.T. de M., Assis, P.C.R., Silveira, A.L.R., de Leles Lima, M., Wruck, F.J., Medeiros, J.C. & Machado, P.L.O. de A. 2018. Integrated farming systems for improving soil carbon balance in the southern Amazon of Brazil. *Regional Environmental Change*, 18(1): 105–116. <https://doi.org/10.1007/s10113-017-1146-0>

Dixon, J.A., Gibbon, D.P. & Gulliver, A. 2001. *Farming systems and poverty: improving farmers' livelihoods in a changing world*. Food and Agriculture Organization of the United Nations, World Bank. Rome, Washington. (also available at: <http://www.fao.org/3/a-ac349e.pdf>)

Dwiyana, E. & Mendoza, T.C. 2006. Comparative Productivity, Profitability and Efficiency of Rice Monoculture and Rice-Fish Culture Systems. *Journal of Sustainable Agriculture*, 29(1): 145–166. https://doi.org/10.1300/J064v29n01_11

Erenstein, O., Thorpe, W., Singh, J. & Varma, A. 2007. *Crop-livestock interactions and livelihoods in the Indo-Gangetic Plains, India: A Regional Synthesis*. CIMMYT, ILRI, RWC. (also available at: https://cgspace.cgiar.org/bitstream/handle/10568/276/CLISS_Synthesis.pdf?sequence=1&isAllowed=y)

Fang, K., Yi, X., Dai, W., Gao, H. & Cao, L. 2019. Effects of Integrated Rice-Frog Farming on Paddy Field Greenhouse Gas Emissions. *International journal of environmental research and public health*, 16(11), p.1930.

FAO. 2019a. *Report of the Special Session on Advancing Integrated Agriculture Aquaculture through Agroecology*. Montpellier, France, 25 August 2018. FAO Fisheries and Aquaculture Report No. 1286. Rome. (also available at: <http://www.fao.org/3/ca7209en/CA7209EN.pdf>)

FAO. 2019b. *Soil erosion: the greatest challenge to sustainable soil management*. Rome. 100 pp. (also available at: <http://www.fao.org/3/ca4395en/ca4395en.pdf>)

FAO-SHOU. 2020. *Report of the FAO – SHOU International Promotion Programme Workshop on Social Impact of Rice-Fish Farming*. Shanghai, China, 4–8 December 2018. FAO Fisheries and Aquaculture Report No. 1317, Rome. <https://doi.org/10.4060/ca9907en>

Frei, M., Khan, M.A.M., Razzak, M.A., Hossain, M.M., Dewan, S. & Becker, K. 2007. Effects of a mixed culture of common carp, Cyprinus carpio L., and Nile tilapia, Oreochromis niloticus (L.), on terrestrial arthropod population, benthic fauna, and weed biomass in rice fields in Bangladesh. *Biological Control*, 41(2): 207–213. <https://doi.org/10.1016/j.bioc.2007.02.001>

Gajda, A.M., Czyż, E.A. & Dexter, A.R. 2016. Effects of long-term use of different farming systems on some physical, chemical and microbiological parameters of soil quality. *International Agrophysics*, 30(2): 165–172. <https://doi.org/10.1515/intag-2015-0081>

Gongfu, Z. 1990. The types, structure and results of the dike-pond system in South China. *GeoJournal*, 21(1-2): 83-89. <https://doi.org/10.1007/BF00645312>

Halim, A., Sa'adah, N., Abdullah, R., Karsani, S.A., Osman, N., Panhwar, Q.A. & Ishak, C.F. 2018. Influence of soil amendments on the growth and yield of rice in acidic soil. *Agronomy*, 8(9): 165. <https://doi.org/10.3390/agronomy8090165>

Halwart, M. 2008. Biodiversity, nutrition and livelihoods in aquatic rice-based ecosystems. *Biodiversity*, 9(1-2): 36-40. <https://doi.org/10.1080/14888386.2008.9712879>

Halwart, M. & Gupta, M.V. (eds.) 2004. Culture of fish in rice fields. FAO and The World Fish Center, 83 p. (also available at: <http://pubs.iclarm.net/Pubs/CultureOffFish/Culture-of-Fish.pdf>)

Hu, L., Zhang, J., Ren, W., Guo, L., Cheng, Y., Li, J., Li, K., Zhu, Z., Zhang, J., Luo, S., Cheng, L., Tang, J. & Chen, X. 2016. Can the co-cultivation of rice and fish help sustain rice production? *Scientific Reports*, 6. <https://doi.org/10.1038/srep28728>

IPCC. 2007. *Climate Change 2007: the Physical Science Basis*. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, USA.

IPCC. 2014. Climate change 2014: impacts, adaptation, and vulnerability. Cambridge University Press, Cambridge and New York

Islam, A.H.M.S., Barman, B.K. & Murshed-e-Jahan, K. 2015. Adoption and impact of integrated rice-fish farming system in Bangladesh. *Aquaculture*, 447: 76-85.

<https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2015.01.006>

Kaledhonkar, M.J., Meena, B.L. & Sharma, P.C. 2019. Reclamation and Nutrient Management for Salt-affected Soils. *Indian J. of Fertilizer*, 15(5): 566-575.

Karim, M. & Little, D.C. 2018. The impacts of integrated homestead pond-dike systems in relation to production, consumption and seasonality in central north Bangladesh. *Aquaculture Research*, 49(1): 313-334. <https://doi.org/10.1111/are.13462>

Kopittke, P.M., Menzies, N.W., Wang, P., McKenna, B.A. & Lombi, E. 2019. Soil and the intensification of agriculture for global food security. *Environment International*, 132: 105078.

<https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.105078>

Kremen, C., Iles, A. & Bacon, C. 2012. Diversified Farming Systems: An Agroecological, Systems-based Alternative to Modern Industrial Agriculture. *Ecology and Society*, 17(4). <https://doi.org/10.5751/ES-05103-170444>

Kumaran, M., Ghoshal, T.K., De, D., Biswas, G., Raja, R.A., Anand, P.S., Panigrahi, A. & Vijayan, K.K. 2020. Aquaculture-based production systems for the livelihood security of coastal farm families in the risk-prone agro-ecosystem of India: an appraisal. *Aquaculture International*, 28(2): 805–814. <https://doi.org/10.1007/s10499-019-00495-y>

Li, M., Li, R., Zhang, J., Liu, S., Hei, Z. & Qiu, S. 2019. A combination of rice cultivar mixed-cropping and duck co-culture suppressed weeds and pests in paddy fields. *Basic and Applied Ecology*, 40: 67–77. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2019.09.003>

Li, M.J., Li, R.H., Zhang, J.E., Guo, J., Zhang, C.X., Liu, S.W., Hei, Z. & Qiu, S.Q. 2020. Integration of mixed-cropping and rice-duck co-culture has advantages on alleviating the non-point source pollution from rice, (*Oryza sativa* L.) production. *Applied Ecology and Environmental Research*, 18(1): 1281-1300.
http://dx.doi.org/10.15666/aeer/1801_12811300

Long, P., Huang, H., Liao, X., Fu, Z., Zheng, H., Chen, A. & Chen, C. 2013. Mechanism and capacities of reducing ecological cost through rice–duck cultivation. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 93(12): 2881-2891. <https://doi.org/10.1002/jsfa.6223>

Lu, J. & Li, X. 2006. Review of rice–fish-farming systems in China – One of the Globally Important Ingenious Agricultural Heritage Systems (GIAHS). *Aquaculture*, 260(1): 106–113.
<https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2006.05.059>

Masciandaro, G., Macci, C., Peruzzi, E. & Doni, S. 2018. Chapter 1 - Soil Carbon in the World: Ecosystem Services Linked to Soil Carbon in Forest and Agricultural Soils. In C. Garcia, P. Nannipieri & T. Hernandez (Eds.) *The Future of Soil Carbon*, pp. 1–38. Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-811687-6.00001-8>

Melaku, S. & Natarajan, P. 2019. Status of integrated aquaculture - Agriculture systems in Africa. *International J. of Fisheries and Aquaculture Studies*, 7(4): 263-269.

Mottet, A., Henderson, B., Opio, C., Falcucci, A., Tempio, G., Silvestri, S., Chesterman, S. & Gerber, P.J. 2017. Climate change mitigation and productivity gains in livestock supply chains: insights from regional case studies. *Regional Environmental Change*, 17(1): 129-141. <https://doi.org/10.1007/s10113-016-0986-3>

Nayak, P.K., Nayak, A.K., Panda, B.B., Lal, B., Gautam, P., Poonam, A., Shahid, M., Tripathi, R., Kumar, U., Mohapatra, S.D. & Jambulkar, N.N. 2018. Ecological mechanism and diversity in rice based integrated farming system. *Ecological Indicators*, 91: 359-375.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.04.025>

Nayak, P.K., Nayak, A.K., Kumar, A., Kumar, U., Panda, B.B., Satapathy, B.S., Poonam, A., Mohapatra, S.D., Tripathi, R., Shahid, M., Chaterjee, D., Paneerselvam, P., MohantyS. & Pathak, H. 2020a. Rice based integrated farming system in eastern India: A viable technology for productivity and ecological security. NRRI Research Bulletin, No. 24, ICAR-National Rice Research Institute, Cuttack-753006, Odisha, India. pp 44. (also available at: <https://icar-nrri.in/wp-content/uploads/2020/05/NRRI-Research-Bulletin-24.pdf>)

Nayak, P.K., Panda, B.B., Das, S.K., Rao, K.R., Kumar, U., Kumar, A., Munda, S., Satapathy, B.S. & Nayak, A.K. 2020b. Weed control efficiency and productivity in rice-fish-duck integrated farming system. *Indian J. Fish.*, 67(3): 62-71, <https://doi.org/10.21077/ijf.2020.67.3.94309-07>

Ongley, E.D. 1996. *Control of water pollution from agriculture*. Vol. 55. Food and Agriculture Organization of the United Nations.

Pathak, H., Samal, P. & Shahid, M. 2018. Revitalizing rice-systems for enhancing productivity, profitability and climate resilience. In Pathak, H., Nayak, A.K., Jena, M., Singh, O.N., Samal, P. & Sharma, S.G. (Eds.) *Rice Research for Enhancing Productivity, Profitability and Climate Resilience*. ICAR-National Rice Research Institute, Cuttack, Odisha, India, pp. 452.

Paramesh, V., Parajuli, R., Chakurkar, E.B., Sreekanth, G.B., Kumar, H.C., Gokuldas, P.P., Mahajan, G.R., Manohara, K.K., Viswanatha, R.K. & Ravisankar, N. 2019. Sustainability, energy budgeting, and life cycle assessment of crop-dairy-fish-poultry mixed farming system for coastal lowlands under humid tropic condition of India. *Energy*, 188: 116101. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2019.116101>

Pernollet, C.A., Simpson, D., Gauthier-Clerc, M. & Guillemain, M. 2015. Rice and duck, a good combination? Identifying the incentives and triggers for joint rice farming and wild duck conservation. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 214: 118–132. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.08.018>

Si, G., Peng, C., Yuan, J., Xu, X., Zhao, S., Xu, D. & Wu, J. 2017. Changes in soil microbial community composition and organic carbon fractions in an integrated rice–crayfish farming system in subtropical China. *Scientific reports*, 7(1): 1-10. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-02984-7>

Singh, B.R. 2011. Environmental health risks from integrated farming system (IFS). In *Environmental Health: Human and Animal Risk Mitigation*, pp.373-383.

Soussana, J-F., Muriel, T., Philippe, L., & Bertrand, D. 2015. Agroecology: integration with livestock. FAO, 2015, Rome, Italy. (also available at: <http://www.fao.org/3/a-i4729e.pdf>)

Teng, Q., Hu, X.F., Cheng, C., Luo, Z., Luo, F., Xue, Y., Jiang, Y., Mu, Z., Liu, L. & Yang, M. 2016. Ecological effects of rice-duck integrated farming on soil fertility and weed and pest control. *Journal of soils and sediments*, 16(10): 2395-2407. <https://doi.org/10.1007/s11368-016-1455-9>

Visca Jr, M.D. & Palla, S.Q. 2018. Golden apple snail, *Pomacea canaliculata* meal as protein source for rabbitfish, *Siganus guttatus* culture. *Aquaculture, Aquarium, Conservation & Legislation*, 11(2): 533-542.

Wang, A., Ma, X., Xu, J. & Lu, W. 2019. Methane and nitrous oxide emissions in rice-crab culture systems of northeast China. *Aquaculture and Fisheries*, 4: 134-141. <https://doi.org/10.1016/j.aaf.2018.12.006>

Wu, S., Hu, Z., Hu, T., Chen, J., Yu, K., Zou, J. & Liu, S. 2018. Annual methane and nitrous oxide emissions from rice paddies and inland fish aquaculture wetlands in southeast China. *Atmos. Environ.* 175: 135-144. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2017.12.008>

Xie, Y.Q., Zhang, J.F., Jiang, H.M., Yang, J.C., Deng, S.H., Li, X., Guo, J.M., Li, L.L., Liu, X. & Zhou, G.Y. 2015. Effects of different fertilization practices on greenhouse gas emissions from paddy soil (In Chinese). *J. Agro-Environ. Sci.* 34: 578–584.

Xu, G., Liu, X., Wang, Q., Yu, X. & Hang, Y. 2017. Integrated rice-duck farming mitigates the global warming potential in rice season. *Science of the Total Environment*, 575: 58-66.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.09.233>

Yan, Y., Liu, M., Yang, D., Zhang, W., An, H., Wang, Y., Xie, H. & Zhang, X. 2014. Effect of Different Rice-Crab Coculture Modes on Soil Carbohydrates. *Journal of Integrative Agriculture*, 13(3): 641–647.
[https://doi.org/10.1016/S2095-3119\(13\)60722-4](https://doi.org/10.1016/S2095-3119(13)60722-4)

Zhang, Y., Li, Y., Jiang, L., Tian, C., Li, J. & Xiao, Z. 2011. Potential of perennial crop on environmental sustainability of agriculture. *Procedia Environmental Sciences*, 10:1141-1147.
<https://doi.org/10.1016/j.proenv.2011.09.182>

Zhang, J., Guoming, Q., Benliang, Z., Kaiming, L. & Zhong, Q. 2017. Rice-Duck Co-culture in China and its Ecological Relationships and Functions. In *Agroecology in China: Science, Practice, and Sustainable Management*.

Zhang, J., Hu, L., Ren, W., Guo, L., Tang, J., Shu, M. & Chen, X. 2016. Rice-soft shell turtle coculture effects on yield and its environment. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 224: 116-122.
<https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.03.045>



都市土壤 與基礎設施

20. 花園、公園和草坪的管理

John M. Galbraith¹, David Yocca², Mary Pat McGuire³

¹Virginia Tech, Blacksburg, VA, United States of America

美國維吉尼亞理工大學

²Solutions in the Land, and Green Infrastructure Foundation, United States of America

美國土地解決方案以及綠色基礎設施基金會

³University of Illinois, Urbana Champaign, United States of America

美國伊利諾大學香檳分校

1. 措施說明

都市規劃師、地景建築師和其他都市設計師創造和維護都市裡的花園、公園、廣場、森林和生態保護區、娛樂區（如高爾夫球場）、街道景觀和其他地景。地面由樹木、林地、灌木、草、多年生植物、食用植物、草坪和水體以及鋪砌區域如人行道、車道和停車場等嵌合體組成。私人土地上也有地景的設計和維護，包括遊樂園、可食用花園、草坪和公園環境。地點從小型住宅用地到大型住宅根據地和機構資產，如校園和公司。考慮到這種多樣性，花園和公園是為公共空間、娛樂和生態多樣性而創造和管理的都市區域。花園和公園涵蓋一系列的場地規模和植被的複雜性，因此也包含土壤範圍。

2. 適用範圍

世界各地都市的公共花園和公園的發展歷史因生態和文化背景而異。歷史上的土地利用是有可能造成土壤有機碳 (SOC) 累積的驅動因素。土壤有機碳的含量差異很大，最高土壤有機碳存量記錄在溼地土壤中，其次是森林土壤，然後是草坪土壤 (Bae and Ryu, 2015)。累積的範圍受當地氣候、地質和地形形成、運用、這些特徵中的地景類型部署、原生土壤類型、都市和基礎設施發展、文化態度，以及地景管理和維護措施的影響。Pouyat 等人 (2002) 比較不同都市土地類型的碳密度，並發現低密度住宅區和機構區域的有機碳密度，分別比商業區的土壤高出 44% 和 38%。

3. 對土壤有機碳庫存的衝擊

都市地區的潛在有機碳固存因土地利用和與都市核心的距離而異 (表 77)。土壤有機碳量根據植被覆蓋、維護強度和歷史，以及表土復原的規定而不同 (Brown, Miltner and Cogger, 2012)。碳固存的研究報告必須詳細閱讀，以區分來源 (地上、根部或土壤) 和類型 (有機、無機或總碳)。碳庫存的 83% 儲存在土壤中、16% 在樹木和灌木中、而 0.6% 在草本植物中 (Jo and McPherson, 1995)。大多數研究中提到的是有機碳。然而在乾旱地區以及農村至都市間的穿越線取樣調查 (rural-urban transect) 也記錄到土壤無機碳的增加 (Koerner and Klopatek, 2010)。

土壤碳密度在表土和林地的落葉層中最高。都市地區的建設、挖掘和大規模平整以及基礎設施發展通常會導致樹木的清除和表土的移除或掩埋 (Logsdon, Sauer and Cambardella, 2017)。在大規模平整中，表土會遭到刨除，並囤積起來以便重新鋪設 (如此會將土壤有機碳氧化)，或者由開發商出售作為收入來源 (Pouyat et al., 2010)。步行和車輛的壓實會導致土壤緊密和植物產量降低。所有這些因素都可能導致土壤有機質、碳庫存和碳投入的降低。

在更乾旱的地區，都市地區的土壤碳含量通常比附近的自然地景還高，這種差異可能是因為人類投入水來補充當地氣候和種植植被，進而將更多的植被枯枝落葉投入土壤系統 (Trammel et al., 2020)。在管理最嚴格的土壤中觀察到都市土壤碳最大幅的增加，例如高爾夫球場和草坪 (Pataki et al., 2006)。都市地區也可以作為添加有機質到土壤或容器中的來源，都市的來源包括新鮮和堆肥的廚餘、庭院和公園的維護廢棄物，以及動物園和馬廄的乾草和糞便。生物固體和液體來自人類廢物的處置和回收。所有形式的有機質都可以用來增加土壤中碳儲量，直到與微生物分解和採收後所移除的量達到平衡點，草坪草會在 25~40 年後達到這個平衡點 (Shi, Bowman and Rufty, 2012)。葡萄牙阿爾馬達公園的樹木密度與總碳庫存呈正相關，具有高密度樹木的草地和森林從土壤到樹冠的總碳量分別為 228 和 262 噸碳 / 公頃，土壤碳含量在低樹木密度的森林和草坪中最高 (Mexia et al., 2018)。

表 77. 公園、花園和草坪管理的土壤有機碳庫存變化報告

| 地區 | 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) | 持續期間 (年) | 深度 (公分) | 更多資訊 | 參考文獻 |
|----------------|---------------------|------------------------------------|-----------------------|--|---------------|--------------|--------------------------|-------------------------|
| 美國內布拉斯加州內布拉斯加市 | 潤濕、中溫 = 潤濕大陸型氣候 | 土壤分類學中的典型黏聚濕潤黑沃土；世界土壤參比分類系統中的變性淋溶土 | | 未灌溉的細羊茅 (fine fescue) 為 0.52 已灌溉的細羊茅為 0.74 肯塔基藍草 (Kentucky bluegrass) 為 0.32 匍匐性小糠草 (creeping bentgrass) 為 0.78 | 4 | 20 | | Qian and Follett (2002) |
| 美國密西根州東蘭辛 | 潤濕、中溫 = 潤濕大陸型溫和夏大氣候 | 容器土 | 8 | 0.5 | 2 | 6 | | Getter et al. (2009) |
| 韓國首爾 | 熱帶 | 黏質壤土 | 20~140 | 表土中土壤有機碳的濃度增加 256% | 10 | 100 | 首爾森林公園；土壤有機碳庫存取決於土地用途 | Bae and Ryu (2015) |
| 芬蘭赫爾辛基和拉赫蒂 | 寒帶 | 淋澱土 | 149 | 0.6 | 100 | 50 | 10 個年齡對比鮮明的公園 | Setälä et al. (2016) |
| 中國西北部烏魯木齊市 | 乾燥 | 聚鈉栗鈣土 (Solonetz, Castanozem) | 55 | 1.25 | 20 | 80 | 11 個都市綠地；灌溉和施肥導致的土壤有機碳儲量 | Yan et al. (2016) |

4. 該措施的其他效益

4.1. 改善土壤性質

定期向地景和花園的土壤添加有機質，是改善土壤的物理和化學性質的常見措施。添加量不要超過參考表土水平的長期平衡有機碳含量。在因侵蝕或移除而失去表土的地方添加有機質（最終分解為腐殖質和其他穩定的碳化合物）至表土上，應有助於提高養分吸收、礦化後提供氮、磷和硫、減少某些金屬的毒性（如低 pH 值的鋁）、捕捉如草脫淨（Atrazine）等汙染物、增加土壤的陽離子交換能力、緩衝 pH 值的變化、降低密度、改善土壤結構、增加滲透和保水力，以及減少表面蒸發損失和結皮。添加敷蓋物也有助於防止雜草生長並提供長期的有機碳和養分供應，最終導致改善土壤肥力和 pH 值。因此可以透過添加草坪割草、灌木修剪和樹木整枝後所留下的有機殘體、加入地表腐爛的多年生植物物質，以及施用堆肥（如首爾森林公園的做法；Bae and Ryu, 2015），來增強土壤的性質。適當的花園管理可以減少鹽化和鹼度。

4.2. 最小化對土壤功能的威脅

適當的設計和管理種栽區，可以增加滲透並盡量減少土壤受到風、逕流和侵蝕的影響，例如坡地上的花園應該在等高線上設置階地來減少逕流和侵蝕。用透水材料在公園和草坪上鋪砌的道路，可以為步行或行車創造一個堅實的表面，同時也讓水分滲透且減少逕流。

表 78. 土壤威脅

| 土壤威脅 | |
|-----------|---|
| 土壤侵蝕 | 土壤侵蝕可以透過適當的管理來防止，即保持持續性的土壤覆蓋。 |
| 養分的失衡和循環 | 養分循環可以透過謹慎的施肥措施和有機質添加來促進。 |
| 土壤鹽化和鹼化 | 土壤鹽化和鹼化可以透過適當的園林管理來修正（請見下文）。 |
| 土壤生物多樣性損失 | 花園的建立可以避免土壤生物多樣性減少，花園的結構差異越大越可以促進植物生物多樣性，如池塘、苔蘚、地被和各種植物物種（Tresch et al., 2019）。 |

| 土壤威脅 | |
|--------|-----------------------------|
| 土壤密封 | 公園和花園的不透水表面通常較少，因此能避免土壤密封。 |
| 土壤水分管理 | 花園、公園和草坪能讓水分滲透，因此有助於防止暴雨逕流。 |

4.3. 產量增加（如食物、燃料、飼料、木材）

花園、公園、草坪和學校花園產生大量的植被和有機質，其中大部分是具有根系壽命較長的多年生植物，可以在土壤表面下增加有機物。其產品採收後可用於國內消費和商業銷售。

4.4. 緩解和適應氣候變遷

公園、花園和草坪透過生物質和土壤中的碳固存有助於減緩氣候變遷。然而這種貢獻在全國和地區的碳庫存估算中大多被忽略，特別是地球南半邊，可能很可觀。例如在迦納庫馬西都會區共有 167.6 萬噸或 66 噸 / 公頃的碳被儲存在公園、花園和草坪植被的地上和地下部及土壤中 (Nero et al., 2017)。與其他綠色基礎設施一樣，擁有高樹木密度的公園屬於冷卻島，有助於緩解高溫並提高最遠 60 公尺以內地區的溼度 (Grilo et al., 2020)。

4.5. 社會經濟效益

多功能生態系統、花園、公園和草坪的自然、半自然和人工網絡對永續都市極為重要，因其有助於生態系統健康和人類健康 (Tzoulas et al., 2007)。像花園、公園和草坪這種管理系統對樂趣、娛樂、運動、社交、社會包容、教育、美學、環境改善和治療有好處。這些區域的維護和再造工作通常涉及有共同興趣的人群。花園、公園和草坪的維護和管理涉及持續的學習和培訓過程。維護工作對於都市地區內的鳥類、昆蟲、蜜蜂、蚯蚓、微生物、哺乳動物以及的其他生物，在美學上是令人愉悅的和有益的。花園、公園和草坪的設計、管理和維護過程可以使人們在緊張的都市環境中，體驗戶外區域平靜祥和的方式。

4.6. 該措施的附加效益

社區的參與在設計和管理公共土地、生態地景類型和促進碳固存的土壤健康的決策中至關重要。讓民眾多參與具有適應和生態功能的地景形成，能夠透過人們對於參與感、所有權和責任感的集體意識，來增進教育活動、地方維護，甚至是對這些地區的使用。

5. 該措施的潛在缺點

5.1. 權衡對土壤功能的其他威脅

過量施用化肥造成的逕流、侵蝕和深層滲漏會導致地表和地下水的氮、磷和鉀汙染。某些除草劑、殺蟲劑和殺菌劑會在土壤中積聚，進而傷害人類或傷害有益的昆蟲、鳥類、蜜蜂和蚯蚓。建議閱讀並遵守標籤說明以最大程度地減少威脅。草坪管理措施如頻繁割草會造成土壤壓實，以及在溫暖地、半乾旱和乾旱地區可能需要大量的補充灌溉。

表 79. 土壤威脅

| 土壤威脅 | |
|-----------|--|
| 土壤侵蝕 | 花園、公園和草坪中未覆蓋的土壤可能會受到侵蝕。 |
| 土壤鹽化和鹹化 | 使用含鹽地下水澆灌的高爾夫球場和草坪會加劇土壤鹽化，特別是在有表層壓實、底土滲透性受限和黏粒含量較高的土壤中 (Miyamoto and Chacon, 2006) 。 |
| 土壤沾染 / 污染 | 私人園藝活動可能導致肥料和其他農用化學品的濫用。重金屬汙染可能會累積在臨近車輛交通或位於舊建築工地的綠色基礎設施的地方。 |
| 土壤酸化 | 用硫礦或硫酸鹽產品施肥會導致土壤酸化。大量添加酸性的有機質或堆肥也會導致。 |

| 土壤威脅 | |
|-----------|-------------------------------------|
| 土壤生物多樣性損失 | 過量添加除草劑、殺蟲劑和殺菌劑會造成土壤中有益昆蟲和生物多樣性的損失。 |
| 土壤水分管理 | 可能需要補充水來維持半乾旱和乾旱地區的植被覆蓋 |

5.2. 溫室氣體排放量增加

花園、公園和草坪的管理需要包括權衡其維護後溫室氣體排放。最近的一項研究評估都市公園的田徑場和觀賞草坪，從草皮到地下深度 50 公分的土壤有機碳固存和溫室氣體排放 (Townsend-Small and Czimzik, 2010)，結果顯示來自燃料使用、施肥和灌溉的溫室氣體排放會超過土壤有機碳固存，因此草皮建立不是溫室氣體減排的選項 (Townsend-Small and Czimzik, 2010)。使用汽油推動的機械進行花園維護（如割草），可能會產生重要的碳足跡。

5.3. 與其他措施的衝突

在大多數花園、公園和草坪中的樹木密度會比林地還低，因此這種措施可能會與都市林業競爭。

5.4. 其他衝突

有些地方會阻止公共花園、公園和草坪的建立，因為在人口稠密的城市地區需要土地來為城市居民建造住房。而商業建築、交通和密封表面（如鋪砌道路）也都需要空間。

6. 實行該措施前的建議

由於潛在碳固存的範圍很廣和許多其他的性能因素，應採用整合的設計方法來創建或翻新公園、花園或其他公共綠地，需要考慮將這些區域作為一個系統進行設計和管理所能夠提供的全部好處和價值。最好能透過保護現有的自然條件或生態恢復的措施，將公園地景的區域維持為自然地景。這種措施可以增加生物多樣性並降低碳和能源的足跡，或作為綠色基礎設施，因為可以在補充水分、化學肥料、除草劑或殺蟲劑的投入最小或無投入的情況下進行維持。管理強度較低的半自然花園和草坪應該作為首選。因為降低管理強度對生物多樣性有正向影響且可以降低外部投入，進而增加永續的土壤有機碳固存。大多數都市為保持清潔和避免給使用者帶來不便，會清理植物的枯枝落葉。清除這些地區的草屑、植物和樹葉會減少土壤有機含量 (Yoon et al., 2016)。這種情況下應該進行包括轉化成有機改良劑的有機廢物處理，例如首爾森林公園會將枯枝落葉層堆肥回歸土壤以增加土壤有機碳儲量 (Bae and Ryu, 2015)。

土壤鹽化問題可以透過減少土壤壓實、選擇黏粒含量較低和底層滲透率好的土壤 (Miyamoto and Chacon, 2006)、減少表面蒸發、減少使用無鹽水澆灌的頻率，並確保澆灌後的排水順暢被補救。因為混凝土和鈣質礫石交通道路產生的灰塵，土壤鹹化是都市地區的常見問題。因此園林管理必須以達到適當的土壤 pH 值為目標。土壤反應 (pH 值) 可透過添加有機質或硫酸鹽化合物來降低，且透過添加石灰來提高。添加石膏可以改善土壤結構，可以經由不頻繁的耕犁或剷土以及添加有機質來疏鬆密實的土壤。

潤濕和半潤濕氣候下的土壤容易受到侵蝕，因此花園、公園和草坪除非是在建立、建設或開墾的短暫期間，應該盡量減少土壤暴露於風或水的侵蝕。

適當地使用肥料可以避免硝酸鹽和磷酸鹽損失的風險。重金屬汙染可以透過改良劑（如堆肥、生物固形物和其他廢棄物產品）使用前進行汙染物測試來避免。大氣灰塵和其他潛在的當前汙染源（舊建築、建築活動等）都應該在為花園、公園或草坪制定適當的管理計畫時就一起考慮。

人流和車流應該集中在少數區域，而不是橫跨植物生長的管理區域。如果必須增加人行道和鋪砌道路時，要盡可能使用透水材料。被人流和車流壓實的土壤需要進行挖開和鬆土以降低土壤密度，並添加有機質促進土壤結構發展。花壇間和穿過公園的人行道可以用踏腳石或木屑塊層覆蓋以減少壓實。

7. 採用該措施的潛在障礙

都市地區的土地使用競爭很激烈，而且以分區、條例和透過業主協會進行管理。花園和草坪的所以權可以是私人和公共的，而公園很可能是公有的。在都市地區使用花園、公園和草坪的土地可能存在生物物理方面、文化、社會、經濟、機構、法律和知識障礙。

表 80. 採用該措施的潛在障礙

| 障礙 | 有 / 無 | |
|----------------|-------|--|
| 生物物理 | 有 | 都市土壤可能較貧瘠且受汙染，因此會阻礙植被的建立。 |
| 文化 | 無 | 一般來說，人們喜歡住在綠色、自然的環境附近。同樣的研究顯示在生態地景周邊創造優美的邊界有助於增加對這些地點的接受度 (Nassauer, 2007) 。 |
| 經濟 | 有 | 都市地區的土地價值非常高，將私人擁有的花園和草坪轉為其他土地用途在經濟上是有優勢的。公園需要維護且費用可能很高。 |
| 機構 | 有 | 不好的領導能力、治理和都市規劃可能降低花園、公園和草坪基礎設施的數量。管理不善可能會毀壞這些設施。 |
| 法律 (土地權利) | 無 | 分區和法令保護花園、公園和草坪免受其他土地用途的影響。 |
| 知識 | 有 | 對花園、公園和草坪的重要性可能存在誤解或低估。 |

實例照片



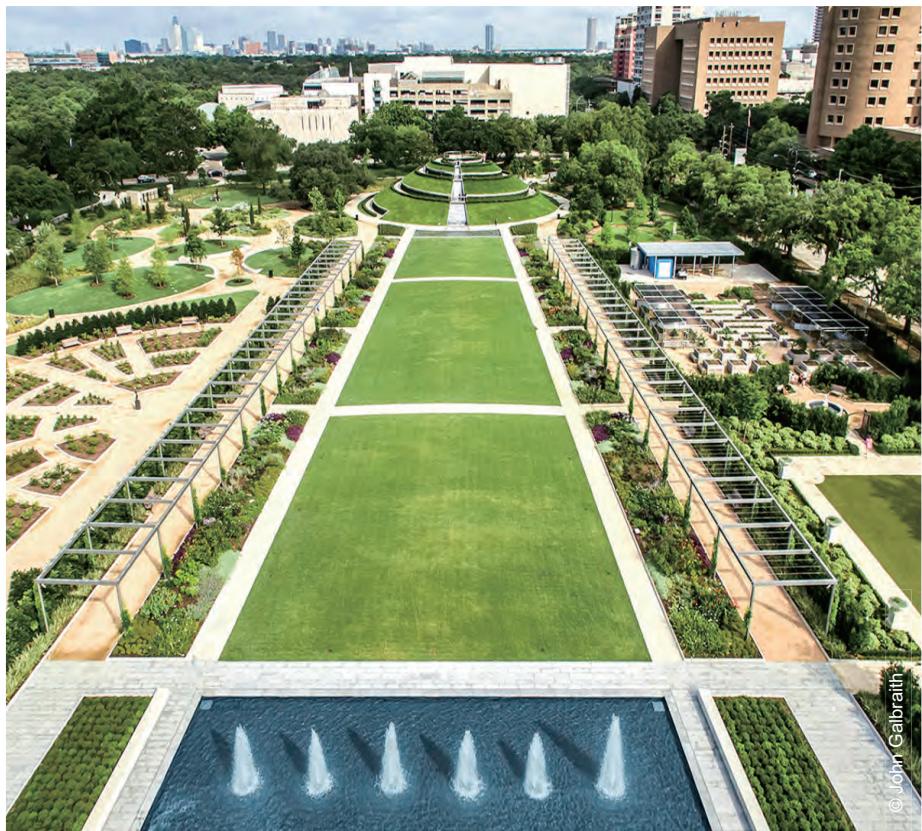
© John Galbraith

照片 25. 美國伊利諾州芝加哥的一個花園

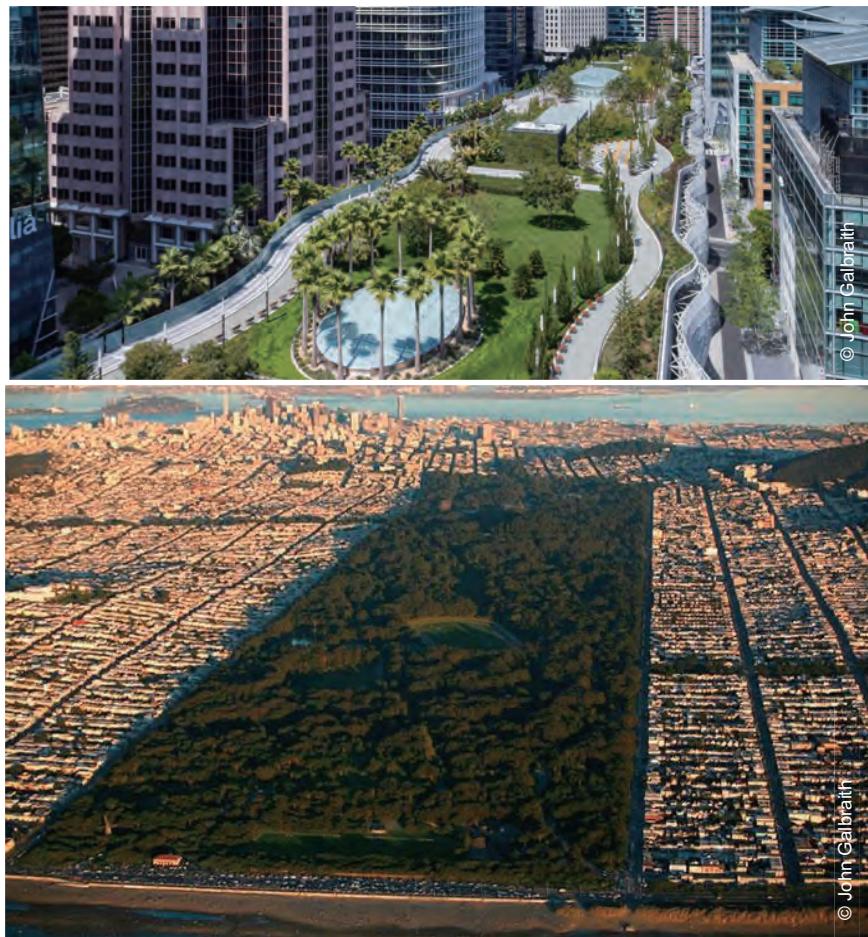


© John Galbraith

照片 26. 美國加州洛杉磯的回聲都市公園 (Echo Urban Park)



照片 27. 美國德州休士頓的一個都市公園



照片 28. 美國加州舊金山的兩個都市公園

表 81. 第 4 冊和第 6 冊中的相關案例研究

| 標題 | 地區 | 研究時間 (年) | 冊數 | 案例研究 編號 |
|-----------------------------|----|-----------------|----|------------|
| 美國維吉尼亞州蒙哥馬利縣施用堆肥以復育干擾後土壤的健康 | 北美 | 4 | 6 | 28 |
| 美國加州觀賞性草坪和運動場地的管理 | 北美 | 2、10、20 和 33 | 6 | 29 |
| 美國內布拉斯加州高爾夫球場的水分和殘體管理 | 北美 | 4 | 6 | 30 |

參考文獻

- Bae, J. & Ryu, Y.** 2015. Land use and land cover changes explain spatial and temporal variations of the soil organic carbon stocks in a constructed urban park. *Landscape and Urban Planning*, 136: 57–67.
<https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.11.015>
- Brown, S., Miltner, E. & Cogger, C.** 2012. Carbon Sequestration Potential in Urban Soils. In R. Lal & B. Augustin (Eds.) *Carbon Sequestration in Urban Ecosystems*, pp. 173–196. Dordrecht, Springer Netherlands.
https://doi.org/10.1007/978-94-007-2366-5_9
- Getter, K.L., Rowe, D.B., Robertson, G.P., Cregg, B.M. & Andresen, J.A.** 2009. Carbon sequestration potential of extensive green roofs. *Environ. Sci. Technol.*, 43(19): 7564–7570.
<https://doi.org/10.1021/es901539x>
- Grilo, F., Pinho, P., Aleixo, C., Catita, C., Silva, P., Lopes, N., Freitas, C., Santos-Reis, M., McPhearson, T. & Branquinho, C.** 2020. Using green to cool the grey: Modelling the cooling effect of green spaces with a high spatial resolution. *Science of The Total Environment*, 724: 138182.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138182>
- Jo, H.K. & Pherson, E.G.** 1995. Carbon storage and flux in urban residential greenspace. *Journal of Environmental Management*, 45(2): 109–133. <https://doi.org/10.1006/jema.1995.0062>
- Koerner, B.A. & Klopatek, J.M.** 2010. Carbon fluxes and nitrogen availability along an urban–rural gradient in a desert landscape. *Urban Ecosystems*, 13(1): 1–21. <https://doi.org/10.1007/s11252-009-0105-z>
- Logsdon, S.D., Sauer, P.A. & Cambardella, C.A.** 2017. Digging to the top(soil). *Canadian Journal of Soil Science*, 97(4): 793–795. <https://doi.org/10.1139/cjss-2017-0047>
- Mexia, T., Vieira, J.I., Silva, A.P., Anjos, A., Lopes, N., Freitas, C., Santos-Reis, M., Correia, O., Branquinho, C. & Pinho, P.** 2018. Ecosystem services: Urban parks under a magnifying glass. *Environmental Research*, 160: 469–478. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2017.10.023>
- Miyamoto, S. & Chacon, A.** 2006. Soil salinity of urban turf areas irrigated with saline water: II. Soil factors. *Journal of Landscape and Urban Planning*, 77(1–2): 28–38.
<https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2004.12.011>
- Nassauer, J.** 1995. Messy Ecosystems, Orderly Frames. *Landscape Journal*, 14(2): 161–169.
<https://doi.org/10.3368/lj.14.2.161>
- Nero, B.F., Callo-Concha, D., Anning, A. & Denich, M.** 2017. Urban green spaces enhance climate change mitigation in cities of the global south: the case of Kumasi, Ghana. *Procedia Engineering*, 198: 69–83.
<https://doi.org/10.1016/j.proeng.2017.07.074>
- Pataki D.E., Alig, R.J., Fung, A.S., Golubiewski, N.E., Kennedy, C.A., McPherson, E.G., Nowak, D.J., Pouyat, R.V., Romero-Lankao, P.** 2006. Urban ecosystems and the North American carbon cycle. *Global Change Biology*, 12: 2092–2102. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2006.01242.x>

- Pouyat, R., Groffman, P., Yesilonis, I. & Hernandez, L.** 2002. Soil carbon pools and fluxes in urban ecosystems. *Environmental Pollution*, 116: S107–S118. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(01\)00263-9](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(01)00263-9)
- Pouyat, R., Szlávecz, K., Yesilonis, I.D., Groffman, P. & Schwarz, K.** 2010. Chemical, physical, and biological characteristics of urban soils. *Urban ecosystem ecology*, 119–152.
- Qian, Y. & Follett, R.F.** 2002. Assessing Soil Carbon Sequestration in Turfgrass Systems Using Long-Term Soil Testing Data. *Agronomy Journal*, 94(4): 930–935. <https://doi.org/10.2134/agronj2002.9300>
- Setälä, H.M., Francini, G., Allen, J.A., Hui, N., Jumpponen, A. & Kotze, D.J.** 2016. Vegetation Type and Age Drive Changes in Soil Properties, Nitrogen, and Carbon Sequestration in Urban Parks under Cold Climate. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 4: 93. <https://doi.org/10.3389/fevo.2016.00093>
- Shi, W., Bowman, D. & Rufty, T.** 2012. Microbial Control of Soil Carbon Accumulation in Turfgrass Systems. Ch. 11. pp. 215–231. In Lal, R. & Augustin, B. (Eds.) *Carbon Sequestration in Urban Ecosystems*. Springer Publ., New York, NY, USA.
- Townsend-Small, A. & Czimczik, C.I.** 2010. Carbon sequestration and greenhouse gas emissions in urban turf. *Geophysical Research Letters*, 37(2). <https://doi.org/10.1029/2009GL041675>
- Tresch, S., Frey, D., Bayon, R.-C.L., Mäder, P., Stehle, B., Fliessbach, A. & Moretti, M.** 2019. Direct and indirect effects of urban gardening on aboveground and belowground diversity influencing soil multifunctionality. *Scientific Reports*, 9(1): 9769. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-46024-y>
- Tzoulas, K., Korpela, K., Venn, S., Yli-Pelkonen, V., Kazmierczak, A., Niemela, J. & James, P.** 2007. Promoting ecosystem and human health in urban areas using Green Infrastructure: A literature review. *Landscape and Urban Planning*, 81: 167–178. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2007.02.001>
- Yan, Y., Zhang, C., Hu, Y.F. & Kuang, W.H.** 2016. Urban land-cover change and its impact on the ecosystem carbon storage in a dryland city. *Remote Sensing*, 8: 6. <https://doi.org/10.3390/rs8010006>
- Yoon, T.K., Seo, K.W., Park, G.S., Son, Y.M. & Son, Y.** 2016. Surface Soil Carbon Storage in Urban Green Spaces in Three Major South Korean Cities. *Forests*, 7: 115. <https://doi.org/10.3390/f7060115>

21. 生物滯留系統 (bioretention systems)

Cornelia Rumpel

CNRS, Institute of Ecology and Environmental Sciences, Paris, France
法國國家科學研究院生態與環境科學研究所

1. 措施說明

生物滯留或生物過濾 (biofiltration) 系統〔如生態窪地 (bioswale) 、建造的雨水設施和雨水花園 (raingardens) 〕在都市中有多種功能。這些系統的主要作用是在水文學中，而其目的是在引流、保留和淨化雨水。該系統是作為由人工管道和坑洞構成網絡的慣行排水系統的替代品。由植被管道組成，專門設計用於減弱和處理來自道路和停車場等大型不透水表面的暴雨逕流 (圖 14)；其大小可以變動但至少要佔排水面積的 1% (EPA, 2000)。此系統的設計是能夠快速滲透的砂質土壤介質，用以減少暴雨水量。通常也會接受有機質改良劑。在設施底部和浸水區添加活性有機質 (labile organic matter) 會顯著影響雨水中營養物質和重金屬的去除。這些基礎設施中的植被包含選定的物種且範圍從草本物種到木本植物。在生物滯留設施中種植的樹木可以提供許多共同利益，包括遮蔭、碳固存和碳儲量、減少空氣汙染和審美方面的改善。然而樹木種植是項挑戰，因為樹木一般不能耐受高導水度、低有效養分和汙染物達到毒性濃度的土壤基質中。樹木規劃的成功取決於栽種基質的類型和深度 (Tirpak et al., 2018)。



圖 14. 生物滯留系統示意圖

資料來源：改編自 <https://www.idsnews.com/article/2017/10/bioswale-installation-will-help-slow-flooding>

2. 適用範圍

生物滯留系統自 1990 年代引入作為都市暴雨管理的最佳管理措施 (County, 1993)。傳統上此系統的設置是要減少水量、控制侵蝕和改善水質。近年來有記錄顯示，此系統對於人類福祉和各種其他生態系統服務扮演關鍵角色，如改善空氣品質、生物多樣性和碳儲量 (Prudencio and Null, 2018)。這些系統可能是都市地區提供水文生態復育的永續措施，以及可能有助於達到下游水質目標 (Liu et al., 2014)。因此，在永續性發展背景下，生物滯留系統的重要性在溫帶地區和熱帶地區都在增加。紐約市是對生物滯留系統進行大規模投資的一個例子，如生態窪地和雨水花園 (City of New York, 2010)。新加坡的「活力、美觀及潔淨」 (Active Beautiful Clean, ABC) 水計劃於 2006 年實施，包含各種各樣的都市生物滯留系統 (Lim and Lu, 2016)。

3. 對土壤有機碳庫存的衝擊

生態窪地土壤可固存土壤有機碳 1.5~9 噸 / 公頃 / 年 (Bouchard et al., 2013)。由於生態窪地是由包括土壤在內的各種材料建成的，其土壤有機碳基準線庫存會有所異動 (表 82)。而土壤有機碳累積速率會受生態窪地類型的影響。與非工程化的都市土壤相比，已發現此類工程化生物滯留系統可以支持不同的微生物群落，表示這些都市基礎設施的管理可能會影響生物地質化學循環以及物理性質 (Gill, Lee and McGuire, 2017)。

表 82. 生物滯留系統的土壤有機碳庫存變化報告

| 地區 | 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 |
|-----------|---------|--|--------------------|------------------------|------------|-----------|--|------------------------|
| 澳洲昆士蘭州東南部 | 亞熱帶 | 人工建造：四層 (排水層、過渡層、過濾層、敷蓋) 。砂質壤土或壤質砂土的過濾介質 pH 值為 5.5~7.5 | 1 | 3.1 | 13 | 20 | 薹草屬 (<i>Carex</i>) 、球莎屬 (<i>Ficinia</i>) 和多鬚草屬 (<i>Lomandra</i>) 植被的生物滯留盆地 | Kavehei et al. (2019) |
| 美國 | 亞熱帶、亞潤濕 | 長英質和結晶質土壤和較低的沿海平原 | 0.05 | 1 | 21 | 20 | 有草本植物的植被窪地 (vegetated swales) | Bouchard et al. (2013) |
| | | 表土材料，酸性，58% 黏粒 | 2~5 | 0.8 | 15 | 10 | 用草、莎草和大型植物建造的雨水濕地 | Moore and Hunt (2012) |
| 瑞典 | 亞寒帶 | 灰壤 | 不適用 | 0.8 | 17 | 10 | 人工濕式滯留池 | Merriman et al. (2017) |
| | 潤濕大陸型 | 新成土 | 不適用 | 0.8 | 26 | 10 | | |
| 新加坡 | 潤濕熱帶 | 酸性土壤，20% 的黏粒 | 不適用 | 1.4 | 15 | 10 | | |

4. 該措施的其他效益

4.1. 改善土壤性質

相較於慣行排水系統，生物過濾系統有很大的改進；此系統是由窪坑和管道的網絡所構成，且主要以不透水材料為基礎。生物過濾系統保護土壤免受密封，且能對抗都市化的衝擊 (Prudencio and Null, 2018) 。

4.2. 最小化對土壤功能的威脅

表 82. 生物滯留系統的土壤有機碳庫存變化報告

| 土壤威脅 | |
|-----------|--|
| 土壤侵蝕 | 植被的存在能加強水分滲透並讓土壤流失降至最低。 |
| 養分的失衡和循環 | 用來建設生態窪地的土壤，應該能夠保留排水中的大量磷或氮，例如土壤中高含量的鐵和鋁可能有助於保留磷，而敷蓋可能有助於保留氮。 |
| 土壤沾染 / 污染 | 該系統設計用來淨化暴雨，因此可以防止下游的土壤污染。 |
| 土壤密封 | 生物滯留系統可防止土壤密封，因此比其他暴雨管理措施更可取。 |
| 土壤水分管理 | 生物滯留系統對暴雨滲透有正面的效應。此外，可以透過汙染物的保留來改善水質。該系統對顆粒污染物的去除效率高於溶解的污染物 (Boger et al., 2018)。生物過濾窪地對於可有效地去除包括鉛、鋅和多環芳烴在內的顆粒污染物 (約 90%) (Flanagan et al., 2018)。冬天的去除效率很低。 |

4.3. 產量增加 (如食物、燃料、飼料、木材)

因為規模有限，生物過濾系統不影響生產。

4.4. 緩解和適應氣候變遷

生物過濾系統可以改善都市對氣候變遷的適應能力，因為該系統可以降低極端事件招致的暴雨水流 (Prudencio and Null, 2018)。

4.5. 社會經濟效益

生物過濾系統的設置屬於低成本的多功能技術，實行起來相對簡單又快速。利用都市內有機的和礦物的廢棄物建立系統，可以鼓勵回收和循環經濟。

4.6. 該措施的其他效益

生物過濾系統可以提供文化服務，如地景改善和教育機會。

5. 該措施的潛在缺點

5.1. 權衡對土壤功能的其他威脅

表 84. 土壤威脅

| 土壤威脅 | |
|-----------|--|
| 養分的失衡和循環 | 建造生態窪地，特別是在使用有機改良劑之後，可以促進暴雨事件中高度負載的氮和磷的滲透作用。 |
| 土壤沾染 / 污染 | 汙染物可能會從缺乏適當選擇的人工生物過濾組成中被釋放出來 (Flanagan et al., 2018) 。 |
| 土壤生物多樣性損失 | 比天然池塘相比，人工暴雨池可能具有較少的生物多樣性 (Moore and Hunt, 2012) 。 |

5.2. 潛在溫室氣體排放

研究發現生物滯留盆地的氧化亞氮和甲烷排放量較低，而其二氧化碳排放量可能會隨著土壤有機質含量的增加而提高 (McPhillips, Goodale and Walter, 2018)。溫室氣體排放受水文條件的驅動，濕水池的甲烷和氧化亞氮排放量比乾盆地高 (McPhillips and Walter, 2015)。在生物滯留土壤介質中的高滲透層底下方引入低滲透層，可以促進硝化與脫氮作用的過程 (Hsieh and Needelman, 2007)。

5.3. 與其他措施的衝突

生物滯留設施可能會與使用不透水坑洞和管道網絡的慣行暴雨管理策略有所衝突。

5.4. 產量減少（如食物、燃料、飼料、木材、纖維）

建造生物滯留設施所使用的材料可能對植物生長造成不利影響。

5.5. 其他衝突

在熱帶和亞熱帶氣候下，生物滯留設施可能會幫助蚊子繁殖，進而傳播流行病，如登革熱（dengue-fever）、茲卡病毒感染症（zika virus disease）、屈公病（chikungunya）和瘧疾（malaria）（Batalini de Macedo et al., 2017）。

6. 實行該措施前的建議

滯留系統中植被的存在比黏粒含量更能控制土壤有機碳的累積（Merriman et al., 2017）。因此這系統中植被的建立是必要的。人工濕地池塘周邊的沿岸表面覆蓋率應超過建議的 1~3 公尺寬的範圍（Merriman et al., 2017）。合適的淺水位可以透過可調節的出水孔結構和正確維護而達到（Hunt et al., 2011）。植被的選擇很重要，例如可以選擇能有效利用氮和磷的植物來加強水淨化。乾旱地區應該選擇當地抗旱的物種。樹種對環境條件的耐受性差異很大，因此樹種的選擇要能適應土壤類型、陽光照射、土壤水分境況、土壤 pH 值和氣候（Tirpak et al., 2018）。應鼓勵使用當地植物。因為他們被發現可以有效去除都市暴雨中的養分（Lim and Liu, 2016）。

以堆肥形式添加的有機質應限制在植物生長所需的量（建議小於體積的 15%），因為有機質的高含量會導致多餘的磷和氮損失，進而增加水汙染和溫室氣體排放的風險。有機材料的添加，應選擇碳氮比大於 20 和低磷含量的材料。此類材料可最大限度地減少營養過剩和溫室氣體產生（McPhillips, Goodale and Walter, 2018）。在生物滯留系統中使用生物炭，可藉由有效保留有機碳、總氮、硝酸鹽和總溶解磷 (>60%) 以及微量有機汙染物 (>99%)，而大幅改善水質淨化（Ulrich, Loehnert and Higgins, 2017）。生物滯留系統應鼓勵生物滯留系統中的生物多樣性。可以防止土壤侵蝕並有利於水分滲透（Batalini de Macedo et al., 2017），生物多樣性系統也可以增加地

下根系的碳投入和土壤有機碳固存 (Lange et al., 2015)。在生物滯留系統中接種蚯蚓有助於水分滲透，進而增強系統在暴雨衰減方面的功能。

生物滯留系統需要定期維護以防止表面堵塞並提高暴雨逕流的數量和品質。維護主要是保持功能性和多樣化的植被覆蓋 (Batalini de Macedo et al., 2017)。要防止熱帶和亞熱帶環境在雨季時的疾病傳播，需要每週維護以消除可能累積水的地方 (Erickson, Weiss and Gulliver, 2013)。

7. 採用該措施的潛在障礙

表 85. 採用該措施的潛在障礙

| 障礙 | 有 / 無 | |
|----------------|-------|--|
| 生物物理 | 無 | 這些屬於人工建設，除缺乏空間以外的其它生物物理障礙都可以克服。 |
| 文化 | 無 | 人們普遍喜歡都市裡的植被空間 (Kim and An, 2017)。 |
| 社會 | 有 | 民眾對於植物的枯枝落葉和其他有機殘體造成的骯髒外觀，可能比較難以接受 (Dobbie, 2016)。 |
| 機構 | 有 | 一些都市有嚴格的雨水管理績效標準，生物滯留系統可能無法滿足這些標準。 |
| 法律 (土地權利) | 有 | 幾乎沒有對設計、施工、運營和維護方面的監控管制 (Ashley et al., 2015)。 |
| 知識 | 有 | 為獲得最佳效率，需要技術方面的知識 (Batalini de Macedo et al., 2017)。 |
| 其他 | 有 | 障礙來自於大眾認為生物滯留系統比慣行的暴雨滯留系統需要更高的維護成本，儘管這種想法是錯誤 (Houle et al., 2013)。 |

參考文獻

- Ashley, R., Walker, L., D'Arcy, B., Wilson, S., Illman, S., Shaffer, P., Woods-Ballard, B. & Chatfield, P.** 2015. UK sustainable drainage systems: past, present and future. *Proceedings of the Institution of Civil Engineers - Civil Engineering*, 168(3): 125–130. <https://doi.org/10.1680/cien.15.00011>
- Batalini de Macedo, M., Altair, R., Ferreira do Lago, C.A., Mendiondo, E.M. & Borges de Souza, V.C.** 2017. Learning from the operation, pathology and maintenance of a bioretention system to optimize urban drainage practices. *Journal of Environmental Quality*, 15: 454–466.
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.08.023>
- Boger, A.R., Ahiablame, L., Mosase, E. & Beck, D.** 2018. Effectiveness of roadside vegetated filter strips and swales at treating roadway runoff: a tutorial review. *Environmental Science: Water Research & Technology*, 4(4): 478–486. <https://doi.org/10.1039/C7EW00230K>
- Bouchard, N.R., Osmond, D.L., Winston, R.J. & Hunt, W.F.** 2013. The capacity of roadside vegetated filter strips and swales to sequester carbon. *Ecological Engineering*, 54: 227–232.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.01.018>
- County, P.G.S.** 1993. *Design Manual for Use of Bioretention in Stormwater Management*. Prince George's County (MD) Government, Department of Environmental Protection. Watershed Protection Branch, Landover, MD
- Dobbie, M.** 2016. *Designing Raingardens for Community Acceptance*. Co-Operative Research Centre for Water Sensitive Cities: Melbourne, Australia.
- EPA.** 2000. *Guiding Principles for Constructed Treatment Wetlands*. EPA 843-B-00003, US Environmental Protection Agency.
- Erickson, A.J., Weiss, P.T. & Gulliver, J.S.** 2013. *Optimizing Stormwater Treatment Practices: a Handbook of Assessment and Maintenance*. Springer, New York.
- Flanagan, K., Branchu, P., Boudahmane, L., Caupos, E., Demare, D., Deshayes, S., Dubois, P., Meffray, L., Partibane, C., Saad, M. & Gromaire, M.-C.** 2018. Field performance of two biofiltration systems treating micropollutants from road runoff. *Water Research*, 145: 562–578.
<https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.08.064>
- Gill, A.S., Lee, A. & McGuire, K.L.** 2017. Phylogenetic and Functional Diversity of Total (DNA) and Expressed (RNA) Bacterial Communities in Urban Green Infrastructure Bioswale Soils. *Applied and Environmental Microbiology*, 83(16). <https://doi.org/10.1128/AEM.00287-17>
- Hunt, W.F., Greenway, M., Moore, T.C., Brown, R.A., Kennedy, S.G., Line, D.E. & Lord, W.G.** 2011. Constructed Storm-Water Wetland Installation and Maintenance: Are We Getting It Right? *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 137(8): 469–474. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)IR.1943-4774.0000326](https://doi.org/10.1061/(ASCE)IR.1943-4774.0000326)

Houle, J.J., Roseen, R.M., Ballesteros, T.P., Puls, T.A. & Sherrard, J. 2013. Comparison of Maintenance Cost, Labor Demands, and System Performance for LID and Conventional Stormwater Management. *Journal of Environmental Engineering*, 139(7): 932–938. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)EE.1943-7870.0000698](https://doi.org/10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0000698)

Hsieh, C.-H., Davis, A.P. & Needelman, B.A. 2007. Nitrogen Removal from Urban Stormwater Runoff Through Layered Bioretention Columns. *Water Environment Research*, 79(12): 2404-2411. <https://doi.org/10.2175/106143007X183844>

Kavehei, E., Jenkins, G. A., Lemckert, C. & Adame, M.F. 2019. Carbon stocks and sequestration of stormwater bioretention/biofiltration basins. *Ecological Engineering*, 138: 227-236. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2019.07.006>

Kim, S. & An, K. 2017. Exploring psychological and aesthetic approaches of bio-retention facilities in the urban open space. *Sustainability*, 9: 2067. <https://doi.org/10.3390/su9112067>

Lange, M., Eisenhauer, N., Sierra, C.A., Bessler, H., Engels, C., Griffiths, R.I., Mellado-Vázquez, P.G., Malik, A.A., Roy, J., Scheu, S., Steinbeiss, S., Thomson, B.C., Trumbore, S.E. & Gleixner, G. 2015. Plant diversity increases soil microbial activity and soil carbon storage. *Nature Communications*, 6(1): 6707. <https://doi.org/10.1038/ncomms7707>

Lim, H.S. & Lu, X.X. 2016. Sustainable urban stormwater management in the tropics: An evaluation of Singapore's ABC Waters Program. *Journal of Hydrology*, 538: 842–862. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2016.04.063>

Liu, J., Sample, D.J., Bell, C. & Guan, Y. 2014. Review and research needs of bioretention used for the treatment of urban stormwater. *Water*, 6(4): 1069-1099. <https://doi.org/10.3390/w6041069>

McPhillips, L. & Walter, M.T. 2015. Hydrologic conditions drive denitrification and greenhouse gas emissions in stormwater detention basins. *Ecological Engineering*, 85: 67-75. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.10.018>

McPhillips, L., Goodale, C. & Walter, M.T. 2018. Nutrient Leaching and Greenhouse Gas Emissions in Grassed Detention and Bioretention Stormwater Basins. *Journal of Sustainable Water in the Built Environment*, 4(1): 04017014. <https://doi.org/10.1061/JSWBAY.0000837>

Merriman, L.S., Moore, T.L.C., Wang, J.W., Osmond, D.L., Al-Rubaei, A.M., Smolek, A.P., Blecken, G.T., Viklander, M. & Hunt, W.F. 2017. Evaluation of factors affecting soil carbon sequestration services of stormwater wet retention ponds in varying climate zones. *Science of The Total Environment*, 583: 133–141. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.040>

Moore, T.L.C. & Hunt, W.F. 2012. Ecosystem service provision by stormwater wetlands and ponds – A means for evaluation? *Water Research*, 46(20): 6811–6823. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.11.026>

New York City. 2010. Green Infrastructure Program. [Online] [Accessed 16 September 2020].

<https://www1.nyc.gov/site/ddc/resources/features/2017/08/bioswales.page>

Prudencio, L. & Null, S.E. 2018. Stormwater management and ecosystem services: a review. *Environmental Research Letters*, 13(3): 033002. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aaa81a>

Tirpak, R.A., Hathaway, J.M., Franklin, J.A. & Khojandi, A. 2018. The Health of Trees in Bioretention: A Survey and Analysis of Influential Variables. *Journal of Sustainable Water in the Built Environment*, 4(4): 04018011. <https://doi.org/10.1061/JSWBAY.0000865>

Ulrich, B.A., Loehnert, M. & Higgins, C.P. 2017. Improved contaminant removal in vegetated stormwater biofilters amended with biochar. *Environmental Science: Water Research & Technology*, 3(4): 726–734.

<https://doi.org/10.1039/C7EW00070G>

22. 綠屋頂 (Green roofs)

Cornelia Rumpel¹, Jean Christophe Lata¹, Claudia Marques-dos-Santos²

¹CNRS, Sorbonne Université, Institute of Ecology and Environmental Sciences, Paris, France
法國國家科學研究院 (CNRS) 索邦大學生態與環境科學研究所

²Instituto Superior de Agronomia de Universidade de Lisboa, Portugal
葡萄牙里斯本大學高等農學院

1. 措施說明

綠屋頂是指部分或完全由植物覆蓋的屋頂，其下方有不透水層。綠屋頂有一個抗根膜和防水層、排水層和保水層，上面覆蓋著生長基質 (Lata et al., 2018)。礦物和有機材料被用作綠色屋頂建築的生長基質。綠屋頂可以用集約式或粗放式管理。粗放型綠屋頂重量輕，淺層生長基質用以支持草本植物，只需少量維護；而集約型綠屋頂支撐較重的重量，因此有更深的生長基質層和更多的植物類型，包括草本物種和灌木 (圖 15 · Besir and Cuce, 2018)。

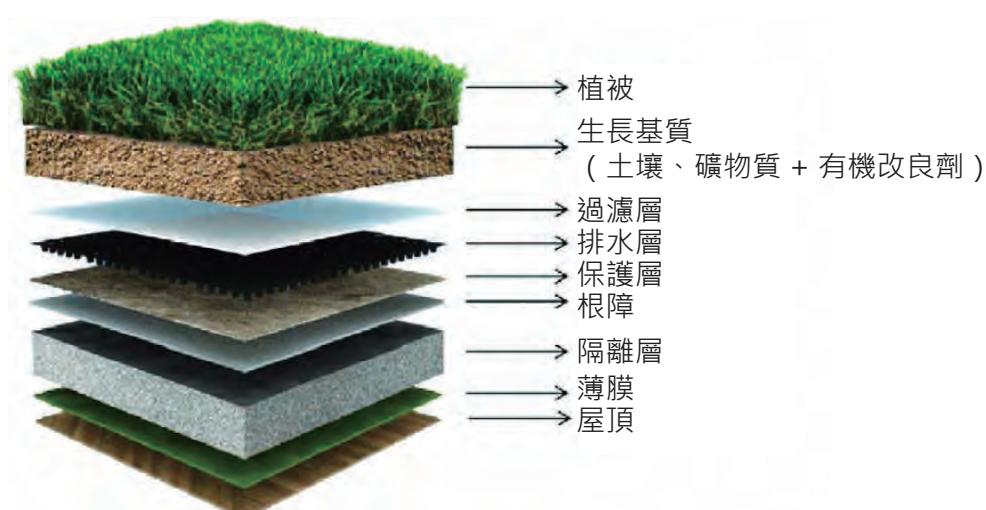


圖 15. 綠屋頂組成示意圖

資料來源：修改自 Besir and Cuce (2018)

2. 適用範圍

綠屋頂用於限制降雨逕流、美觀和熱保護 (Lata et al., 2018)。綠屋頂的設置也可以是一種永續策略，透過收集和淨化雨水來改善城市可用水 (Semeraro, Aretano and Pomes, 2019)。降雨量高的北方國家可以使用草類來建立綠屋頂。而較乾燥地區（如沙漠）的屋頂則覆蓋著生物土壤結皮（生物結皮），這是由藍綠菌、綠藻、地衣、苔蘚、微真菌和其他細菌 / 古菌組成的複雜鑲嵌體；這些生物結皮在有水源時可以行光合作用，但在乾旱條件下就會停止整個新陳代謝 (Paço et al., 2014)。這情況下的生物結皮可以維持很長時間，直到有雨水或露水後才恢復正常功能。因此在這些惡劣條件下，它們可以是綠屋頂的一個解決方案。儘管世界各地政府一直在推廣建立粗放型綠屋頂，但這種措施在許多城市的採用率仍然偏低 (Paço et al., 2014)。除改善水分管理外，綠屋頂還有益於城市地區的野生動物生態，例如綠屋頂被發現可以支持多種野生蜜蜂 (Tonietto et al., 2011)。最近有人建議可以用蔬菜作物來建立綠屋頂以作為改善城市地區的農業永續性和食物安全的一種可能性 (Walters and Midden, 2018)。

3. 對土壤有機碳庫存的衝擊

用於建造綠屋頂的基質可能已經含有有機碳，特別是如果基質已包含有機材料。額外的土壤有機碳儲量可能取決於植被、氣候和管理措施。集約型管理的綠屋頂可能比粗放型管理的綠屋頂可以儲存更多的土壤有機碳，但仍需要在灌溉、施肥和其他維護方面有更多外部的投入。

美國粗放型綠屋頂的研究結果，顯示生物質中的碳儲量因物種而異。平均為 1.7 噸碳 / 公頃。在沒有物種影響的基質碳儲量平均為 9.1 噸碳 / 公頃，代表其土壤有機碳固存為 1.0 噸碳 / 公頃 / 年 (表 86 ; Getter et al., 2009)。使用有機廢棄材料可以達到更高的碳儲量。中國一項為期一年的研究顯示，使用汙水淤泥進行綠屋頂建設的碳儲量為 18 噸碳 / 公頃，而生物質和基質內有機質的平均碳固存為 64 噸碳 / 公頃 / 年 (Luo et al., 2015)。

表 86. 綠屋頂的土壤有機碳庫存的變化報告

| 地區 | 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 | 深度 (公分) | 更多資訊 | 參考文獻 |
|-----------|--------|--|-----------------------|------------------------------|-------|--------------|--|--|
| | | | 8 | 1 | 2 年 | 6 | 景天屬植物 (苔景天、玉米石、堪察加景天、龍血景天) | Getter et al. (2009) |
| 美國密西根州東蘭辛 | 溫帶 | XeroFolr XF-105 排水層和綠屋頂基質 (79% 砂粒 · pH 值 8.2) | 31 | 15~208 | 3 年 | 10.2 | 三種不同額外碳儲量的植被類型：景天屬 (15 噸 / 公頃) ；原生大草原混合物 (18 噸 / 公頃) ；多年生草本植物和草 (208 噸 / 公頃) | Wittinghill and Rowe (2014) |
| 德國柏林 | 溫帶 | - | - | 0.8 | 1 年 | 9 | 景天屬 | Heusinger and Weber (2017) |
| 中國都江堰 | 亞熱帶、濕潤 | 當地天然土壤 (pH 值 6.3 · 1.2% 碳) | 38 | 3.89 | 1 年 | 25 | 三種植物 (金葉女貞 · <i>Ligustrum vicaryi</i> ; 麥門冬 · <i>Liriope spicata</i> ; 腎蕨 · <i>Nephrolepis auriculata</i>) | Luo et al. (2015) |
| | | 用汙水淤泥改良的當地天然土壤 (體積比為 1 : 1) | 159 | 3.81 | | | | |
| 西班牙穆爾西亞 | 半乾旱 | 混合堆肥 / 砂砂 / 碎磚 (體積比為 1 : 1 : 1.8) | 3.9 | 0.8 | 10 個月 | 10 | 土壤有機碳僅在 <i>Lotus creticus</i> L. 的植物有增加 ; <i>Astenscus maritimus</i> L. 顯示土壤有機碳減少 | Ondono, Martinez-Sanchez and Moreno (2016) |
| | | 堆肥 / 碎磚 (體積比為 1 : 9) | 10.9 | -5.2 | | | | |
| | | 堆肥 / 簡育鈣積土 (Haplic calcisol) / 碎磚 (體積比為 1 : 1.8) | 7.6 | 1.1 | | | | |
| | | 堆肥 / 砂砂 / 簡育鈣積土 (體積比為 1 : 1 : 1.8) | 9.7 | 2.3 | | | | |

4. 該措施的其他效益

4.1. 改善土壤性質

綠屋頂是建築實體，其性質在很大程度上取決於使用的有機和礦物材料 (Dusza et al., 2016)，因此這種措施無法「改善」土壤性質；相反的，綠屋頂的建立是在為先前支撐不透水地表的區域，加入土壤的功能。

4.2. 最小化對土壤功能的威脅

表 87. 土壤威脅

| 土壤威脅 | |
|--------|--|
| 土壤水分管理 | 綠屋頂對暴雨管理和水淨化、以及雨水回收有正向作用 (Shafique et al., 2018)，這對使用不透水鋪砌道路的城市地區特別重要 (Semeraro, Aretano and Pomes, 2019)。 |

4.3. 產量增加（如食物、燃料、飼料、木材）

綠屋頂可能有潛力去支持都市農業。然而在能夠大規模納入該措施之前，必須先降低設置成本、解決屋頂重量限制，並且制定適當的管理措施 (Whittinghill and Rowe, 2012)。粗放型綠屋頂系統在充足的水分和養分投入下，可以支持萐蕓、甘藍和蘿蔔的高產量 (Walters and Midden, 2018)。

4.4. 緩解和適應氣候變遷

綠屋頂緩解城市大量的生態足跡 (Getter et al., 2009)，該功能來自於綠屋頂的隔離影響（減少冷卻和加熱所需的能量）和創造永續建築。在熱帶的中國，香港的綠屋頂於夏季防止 43.9 兆焦耳 (TJ) 的太陽能穿透建築物 (Tang and Kim, 2011)，在義大利的綠屋頂可以用來隔離酒窖 (Conti, Barbari and Monti, 2016)。此外綠屋頂可以幫助移除大氣中的碳，因為其生長基質中有極大的有機碳固存潛力。也必須確保從大氣中固氮（透過基質中的非共生生物和共生性的固氮生物），以避免對所種植物有施肥的需求。

4.5. 社會經濟效益

綠屋頂的雨水滯留減少建築物中的城市熱島效應（這是因城市環境中植被減少而導致的溫度上升）；有助於緩解冬季的熱損失、增加城市生物多樣性和碳固存；改善空氣品質、隔音和建築物的耐久性，並可能減緩火災的蔓延。因此，綠屋頂可以藉由減少加熱和冷卻的消耗，而大幅減少城市足跡，同時也有助於雨水滯留（Karteris et al., 2016）。

4.6. 該措施的其他效益

綠屋頂透過支持或改善美觀來提供文化服務，並可能對城市居民的心理產生正向影響（Lata et al., 2018）。

5. 該措施的潛在缺點

5.1. 權衡對土壤功能的其他威脅

表 88. 土壤威脅

| 土壤威脅 | |
|-----------|---|
| 土壤沾染 / 污染 | 高濃度的有機建築材料（如堆肥）可能會因磷和氮的淋洗而造成水汙染（Wang, Tian and Zhao, 2017）。 |

5.2. 溫室氣體排放量增加

因建設和維護而產生的碳足跡取決於所使用的材料和管理的強度，估計落在6.4~155.8公斤二氧化碳當量／平方公尺之間。重量輕的綠屋頂被發現碳足跡最低（6.4公斤二氧化碳當量／平方公尺）（Chenani, Lehvavirta and Hakkinen, 2015）。綠屋頂可能是有效的甲烷匯，且不會顯著影響氧化亞氮的排放（Teemusk et al., 2019），但有關此問題的研究仍然非常有限。

5.3. 與其他措施的衝突

以綠屋頂取代傳統的屋頂，可能會因此造成與建築業的其他參與者產生衝突。

5.4. 其他衝突

綠屋頂在製造的過程會產生碳足跡。設置根障、排水層、基質和植物材料的碳「成本」被認為與傳統屋頂的礫石壓載物相似 (Kosare and Ries, 2007)。在夏季炎熱乾燥的地中海地區使用永久性綠屋頂會需要灌溉。植被在沒有水的情況下無法在夏季生存，因為設置的植被不是該氣候地區的原生植物。即使是適合該氣候的物種也需要灌溉以維持在乾燥時期的生長和美觀，因此這種情況下的綠屋頂也會有水足跡。

6. 實行該措施前的建議

綠屋頂的生態系統服務的供應，極大程度地取決於所使用的生長基質 (Lata et al., 2018)。用於綠屋頂設置的適當基質，要在允許植物根系通氣的平均孔徑和最小化灌溉需求的保水能力之間找到一個平衡點 (Ondono, Martínez-Sánchez and Moreno, 2016)。典型的無機建築材料是輕質且多孔的材料，如火山岩（火山石或火山灰）、膨脹性黏土、膨脹性頁岩，或這些元素的混合物 (Lata et al., 2018)，然而，人工基質比天然土壤更容易失水，因其乾燥速度更快 (Dusza et al., 2016)。生長基質的有機成分是為植物生長提供養分和改善物理條件所必需的。儘管國家法規造成綠屋頂的有機質含量可能有所不同，但最初的有機質含量在 10~20% 之間對植物生長似乎是最佳適的 (Ondono, Martínez-Sánchez and Moreno, 2016)。本著循環經濟的精神，可以將當地的廢棄物材料，如堆肥和城市汙水淤泥用於綠屋頂的建造。生物炭對改善水質和逕流量有幫助，因此可以包含在綠屋頂基質中 (Qianqian et al., 2019)。植物物種的選擇很重要，因為可以大幅影響屋頂的碳固存潛力 (Ondoño, Martínez-Sánchez and Moreno, 2016)，景天屬 (*Sedum*) 物種是經常使用的物種，但納入草本物種被發現土壤有機碳固存潛力隨著較厚的基質層而更高 (Wittinghill and Rowe, 2012)，然而因為淋洗的氮和碳含量較高，可能會降低水質 (Seidl et al., 2013) 並增加維護工作量和成本。

綠屋頂有三種不同的管理系統 (Lata et al., 2018)：

- ◆ 粗放型，無採收和其他管理活動（多肉植物如景天屬，輕量基質，4~15 公分厚度，無灌溉）。
- ◆ 半集約型（草或灌木，輕量基質，12~30 公分厚度，灌溉）。
- ◆ 集約型（所有植物類型，天然土壤，大於 30 公分厚度，灌溉）。

以苔蘚為主的生物結皮似乎是城市地景的一個創新解決方案，這些分類群沒有根系，因此可以減少基質的厚度、降低設置成本，並減少建築結構上的重量負荷。這種將生物技術應用在城市地景的結果是由 Pago 等人 (2014) 所設計的，稱之為「MedMossRoofs」(<https://www.facebook.com/medmossroofs>)。

7. 採用該措施的潛在障礙

表 89. 採用該措施的潛在障礙

| 障礙 | 有 / 無 | |
|----------------|-------|---|
| 生物物理 | 有 | 乾旱地區或北方地區的氣候條件可能阻礙綠屋頂的設置。 |
| 社會 | 有 | 公共和私營部門對綠屋頂的好處缺乏認識 (Hossain et al., 2019)；建築行業難以接受；植物種類過多或在冬季時對屋頂的負面視覺評價。 |
| 經濟 | 有 | 維護費用增加。 |
| 機構 | 有 | 缺乏政府的推廣和激勵措施，缺乏指導方針 (Hossain et al., 2019)。 |
| 法律 (土地權利) | 有 | 可能需要規劃許可證。屋頂結構可能會妨礙。 |
| 知識 | 有 | 有關綠屋頂在生態系統服務中對於生物多樣性 (如授粉) 和空氣品質的影響，仍然存在許多知識差距 (Lata et al., 2018)。 |

表 90. 第 4 冊和第 6 冊中的相關案例研究

| 標題 | 地區 | 研究時間 (年) | 冊數 | 案例研究 編號 |
|--|----|---------------|----|------------|
| 法國巴黎屋頂的都市農業—T4P 研究專案 (巴黎生產性屋頂的 前導試驗專案) | 歐洲 | 5 | 6 | 23 |

參考文獻

- Besir, A.B. & Cuce, E.** 2018. Green roofs and facades: A comprehensive review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 82: 915–939. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2017.09.106>
- Chenani, S.B., Lehvävirta, S. & Häkkinen, T.** 2015. Life cycle assessment of layers of green roofs. *Journal of Cleaner Production*, 90: 153–162. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.11.070>
- Conti, L., Barbari, M. & Monti, M.** 2016. Design of Sustainable Agricultural Buildings. A Case Study of a Wine Cellar in Tuscany, Italy. *Buildings*, 6(2): 17. <https://doi.org/10.3390/buildings6020017>
- Dusza, Y., Barot, S., Kraepiel, Y., Lata, J.-C., Abbadie, L. & Raynaud, X.** 2017. Multifunctionality is affected by interactions between green roof plant species, substrate depth, and substrate type. *Ecology and Evolution*, 7(7): 2357–2369. <https://doi.org/10.1002/ece3.2691>
- Getter, K.L., Rowe, D.B., Robertson, G.P., Cregg, B.M. & Andresen, J.A.** 2009. Carbon sequestration potential of extensive green roofs. *Environmental Science and Technology*, 43(19): 7564–7570. <https://doi.org/10.1021/es901539x>
- Heusinger, J. & Weber, S.** 2017. Extensive green roof CO₂ exchange and its seasonal variation quantified by eddy covariance measurements. *The Science of the Total Environment*, 607–608: 623–632. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.07.052>
- Hossain, M.A., Shams, S., Amin, M., Reza, M.S. & Chowdhury, T.U.** 2019. Perception and Barriers to Implementation of Intensive and Extensive Green Roofs in Dhaka, Bangladesh. *Buildings*, 9(4): 79. <https://doi.org/10.3390/buildings9040079>
- Karteris, M., Theodoridou, I., Mallinis, G., Tsilos, E. & Karteris, A.** 2016. Towards a green sustainable strategy for Mediterranean cities: Assessing the benefits of large-scale green roofs implementation in Thessaloniki, Northern Greece, using environmental modelling, GIS and very high spatial resolution remote sensing data. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 58: 510–525. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.11.098>
- Kosareo, L. & Ries, R.** 2007. Comparative environmental life cycle assessment of green roofs. *Building and Environment*, 42(7): 2606–2613. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2006.06.019>
- Lata, J.-C., Dusza, Y., Abbadie, L., Barot, S., Carmignac, D., Gendreau, E., Kraepiel, Y., Mériguet, J., Motard, E. & Raynaud, X.** 2018. Role of substrate properties in the provision of multifunctional green roof ecosystem services. *Applied Soil Ecology*, 123: 464–468. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2017.09.012>
- Luo, H., Liu, X., Anderson, B.C., Zhang, K., Li, X., Huang, B., Li, M., Mo, Y., Fan, L., Shen, Q., Chen, F. & Jiang, M.** 2015. Carbon sequestration potential of green roofs using mixed-sewage-sludge substrate in Chengdu World Modern Garden City. *Ecological Indicators*, 49: 247–259. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.10.016>
- Ondoño, S., Martínez-Sánchez, J.J. & Moreno, J.L.** 2016. The composition and depth of green roof substrates affect the growth of *Silene vulgaris* and *Lagurus ovatus* species and the C and N sequestration under

two irrigation conditions. *Journal of Environmental Management*, 166: 330–340.

<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.08.045>

Paço, T.A., Cameira, M.R., Branquinho, C., Cruz de Carvalho, R., Luís, L., Espírito-Santo, D., Valente, F., Brandão, C., Soares, A.L., Anico, A., Abreu, F. & Pereira, L.S. 2014. Innovative green roofs for southern Europe: biocrusts and native species with low water use. In *Proceedings of the 40th IAHS World Congress on Housing—“Sustainable Housing Construction”*. Funchal, Portugal, December 16–19

Qianqian, Z., Liping, M., Huiwei, W. & Long, W. 2019. Analysis of the effect of green roof substrate amended with biochar on water quality and quantity of rainfall runoff. *Environmental Monitoring and Assessment*, 191(5): 304. <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7466-4>

Semeraro, T., Aretano, R. & Pomes, A. 2019. Green Roof Technology as a Sustainable Strategy to Improve Water Urban Availability. *IOP Conference Series: Materials Science and Engineering*, 471: 092065.
<https://doi.org/10.1088/1757-899X/471/9/092065>

Seidl, M., Gromaire, M.C., Saad, M. & De Gouvello, B. 2013. Effect of substrate depth and rain-event history on the pollutant abatement of green roofs. *Environ. Pollut.*, 183: 195–203.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.05.026>

Shafique, M., Kim, R., Kyung-Ho, K., Shafique, M., Kim, R. & Kyung-Ho, K. 2018. Green Roof for Stormwater Management in a Highly Urbanized Area: The Case of Seoul, Korea. *Sustainability*, 10(3): 584.
<https://doi.org/10.3390/su10030584>

Teemusk, A., Kull, A., Kanal, A. & Mander, Ü. 2019. Environmental factors affecting greenhouse gas fluxes of green roofs in temperate zone. *Science of The Total Environment*, 694: 133699.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.133699>

Tonietto, R., Fant, J., Ascher, J., Ellis, K. & Larkin, D. 2011. A comparison of bee communities of Chicago green roofs, parks and prairies. *Landscape and Urban Planning*, 103(1): 102–108.
<https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.07.004>

Tsang, S.W. & Jim, C.Y. 2011. Theoretical evaluation of thermal and energy performance of tropical green roofs. *Energy*, 36(5): 3590–3598. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2011.03.072>

Walters, S.A. & Stoelzle Midden, K. 2018. Sustainability of Urban Agriculture: Vegetable Production on Green Roofs. *Agriculture*, 8(11): 168. <https://doi.org/10.3390/agriculture8110168>

Wang, X., Tian, Y. & Zhao, X. 2017. The influence of dual-substrate-layer extensive green roofs on rainwater runoff quantity and quality. *The Science of the Total Environment*, 592: 465–476.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.03.124>

Whittinghill, L.J. & Rowe, D.B. 2012. The role of green roof technology in urban agriculture. *Renewable Agriculture and Food Systems*, 27(4): 314–322.

23. 都市農業

John M. Galbraith¹, Tatiana Morin², Claudia M. d. S. Cordovil³

¹Virginia Tech, Blacksburg, VA, United States of America

美國維吉尼亞理工大學

²Urban Soil Institute, New York City, NY, United States of America

美國紐約市城市土壤機構

³University of Lisbon, School of Agriculture, CEF, Lisboa, Portugal

葡萄牙里斯本大學農學院森林研究中心 (CEF)

1. 措施說明

都市農業包含城市內部或周邊（城郊）所有形式的農業生產（Wagstaff and Wortman, 2013）。其中包括在都市地區的種植、收穫、加工和新鮮蔬菜及水果的分配以提供個人消費或出售。都市農業可能會涉及都市居民在私人庭院、分配區域花園 allotment gardens）、公共區域（社區）花園、容器、高架植床或圈舍和溫室內種植食物。此外還包含屋頂農業和私人公司經營的城市農場。根據聯合國糧食及農業組織的說法，都市農業指的是在城市背景下的植物和動物生產，不僅是小型菜園，還包含社區土地上的農業活動（FAO, 2010）。都市農業的規模很大：世界上 15~20% 的食物都是在城市地區種植（Gerster-Bentaya, 2013）。根據 1990 年的人口普查，美國城市地區生產的農產品占美國農產品價值的 40%（Deelstra and Girardet, 2000）。

2. 適用範圍

城市地區的食物生產解決全球大城市中不斷增長的人口的食物不安全問題。有八億人在從事都市農業的工作，且其生產佔世界食物的 15~20%。食物安全對城市農業的依賴正在增加，尤其是在發展中國家（Gallaher et al., 2013; Karanja and Njenga, 2011）。透過都市農業來補充食物生產已不再是新鮮事。在戰爭和蕭條時期尤其常見，當時食物短缺是一個問題（Burkhardt and Schneider, 2018）。如今，更多的都市農業被當成休閒活動，但也被用於改善個人健康和經濟狀況。都市農業改善個人和社區獲取食物的機會、創造就業機會和更高的收入、改善社區的外

觀和凝聚力、教育園藝和農業，並提供生態系統服務（Benth et al. 2013）。歐洲一些地方，城市和城郊農業（peri-urban agriculture, UPA）概念在學術和政治議程中，仍是個新穎的概念。受監管的城市花園（如受監管的市政城市公園）在 2008 年開始出現，主要是由於嚴重的經濟危機。然而，根據 Cordovil、Rodrigo 和 Gonçalves (2015) 進行的研究證明，都市農業與失業無關，而是與對農業和土地工作的樂趣或熱情有關。這也跟需要改變消費習慣，以使用有機產品和肥料零使用有關。大多數城市農民以前與農村地區有聯繫，或者有農民的家庭歷史，或兩者兼而有之。

在許多城市地區，因為土壤和有機生長介質的物理品質和化學肥力較低，而不利於植物生長（Jim, 1998）。20 年以下的城市，如美國華盛頓的普爾曼和美國愛達荷州莫斯科的土壤品質和健康低於非城市土壤。這些土壤通常會比天然土壤更壓實、黏粒含量更高，以及含有較少的氮礦化作用、生物活性和有機質。然而，50 年的城市土壤會降低土壤容積密度、增加生物活性和土壤有機質（Scharenbroch, Lloyd and Johnson-Maynard, 2005）。與周圍的非城市土壤相比，城市土壤通常具有更高的重金屬、汙染物和人工製品（Burt et al., 2014），但性質差異很大（Pouyat et al., 2002）。與農村地區可比較的土地利用相比，城市土壤具有更高的 pH 值和溫度（Brown, Miltner and Cogger, 2012）。都市農業的食物生產，經常會利用和回收人類居住區產生的堆肥、生物固體和生物液體（Lal, 2017）。也會從農業用地或林地引進大量的表土材料。都市農業通常會依賴特定的工程系統和技術，例如由不同層有機材料組成的「千層麵」園藝（Lanza, 1999）。由於庭院和花園空間有限，許多城市地區都實行屋頂農業，能接觸更多日照，且更能保護食物免遭偷竊和掠食。

3. 對土壤有機碳庫存的衝擊

農業土壤的植物產量很高，但一年中大部分時間是裸露的，這可能會對土壤有機碳固存造成相反的影響。許多都市農業管理者如園丁，經常添加有機質來改善土壤，因此這些土壤可能比同一地區的農村農業土壤具有較高的碳儲量（Edmondson et al., 2014）。城市地區是有機物的來源，這些有機物可以添加到土壤或容器中，以提高碳儲量而不是其他土地用途（Craul, 1999）。有機物的形式可以是新鮮和堆肥的食物廢棄物、庭院廢棄物的敷蓋、樹木修剪、公園維護廢棄物，以及動物園和馬廄的乾草和糞肥。Brown、Miltner 和 Cogger (2012) 的報告指出，超過 50% 的庭院廢棄物是被使用在土地上的；此外，在城市地區的土壤改良劑可能透過回收人類廢棄物來產生（Brown, Miltner and Cogger, 2012）。都市農業區無論是地下或地面都是植物和動物生物多樣性的熱點地區（Tresch et al., 2019），這種生物多樣性可能會增加都市農業土壤的土壤有機碳固存。

表 91 為歐洲和北美的兩項試驗中的土壤有機碳庫存及其演變報告。

表 91. 兩種都市農業試驗的土壤有機碳庫存變化報告

| 地區 | 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 |
|---------------|--------|--------------------------|--------------------|------------------------|------------|-----------|-------------------------|---------------------------------|
| 德國博特羅普 | 溫帶，海洋型 | 久耕灰黏土 (Hortic Gleysol) | 164 | - | - | 30 | 小塊土地內 14 塊蔬菜樣區 | Burghardt and Schneider (2018) |
| 美國俄亥俄州 青年鎮 | 溫帶 | 來自拆遷現場受降解、壓實的城市土壤 | 22 | 14 | 2 | 10 | 地面上的堆肥和生物炭改良劑。 番茄和地瓜 | Beniston, Lal and Mercer (2014) |
| | | | 19 | 21 | | | 使用堆肥和生物炭的高架植床。 番茄和地瓜 | |

4.. 都市農業的其他效益

4.1. 改善土壤性質

在城市地區，土壤受到多種破壞其質量的有害影響，如密封、壓實、侵蝕以及有機和無機汙染物的汙染 (Ferreira, Walsh and Ferreira, 2018)。包含高度植物多樣性的都市農業活動，特別是城市公園可能會改善許多物理、化學和生物土壤性質 (Tresch et al., 2019)。透過實施都市農業，土壤覆蓋可以促進土壤有機質和土壤有機碳固存的恢復、減少水土流失，並改善水資源管理。定期為公園的土壤添加有機質是改善土壤物理和化學性質的常見措施。這種措施可以讓土壤有更好的肥力、較低的容積密度、改善結構、增加保水力，並減少地表的蒸發損失和結皮 (Bretzel et al., 2016)。

4.2. 最小化對土壤功能的威脅

表 92. 土壤威脅

| 土壤威脅 | |
|-----------|--|
| 土壤侵蝕 | 如果農業活動包含土壤覆蓋的維護和適當的水分管理，就可以防止逕流進入或離開農業區，進而限制土壤侵蝕。 |
| 養分的失衡和循環 | 在礦質土壤中適當添加有機物能透過改善土壤結構來促進土壤健康，以及促進健康和多樣化的微生物種群的建立，進而提高水分和養分的保持能力 (Salomon et al., 2020)。覆蓋作物和作物輪作能防止養分和溫室氣體外流。在建議的比例下使用肥料，能減少硝酸鹽淋洗和逕流中的氮和磷汙染，對地下水的威脅降至最低。 |
| 土壤鹽化和鹹化 | 例如敷蓋的一些農業措施有助於防止表面蒸發，進而使乾旱地區的鹽化降至最低。 |
| 土壤沾染 / 污染 | 土壤有機質含量的增加可以透過吸附和微生物使用來減少汙染物，進而減少植物吸收、汙染物的淋洗，以及皮膚接觸和攝取造成的人體暴露 (Lall, 2017; Lehmann and Kleber, 2015; Chaney, Sterrett and Mielke, 1984)。生物固體已經成功應用在固存碳、增加肥力和減弱重金屬汙染方面。 |
| 土壤酸化 | 在酸性土壤中加入方解石或白雲石石灰來提高 pH 值可以抵消酸化。 |
| 土壤生物多樣性損失 | 都市農業在永續措施的情況下，可以將土壤生物多樣性損失降至最低 (Scialabba et al., 2003)。城市花園擁有許多植物物種是生物多樣性的熱點 (Tresch et al., 2019)。 |
| 土壤密封 | 透水的鋪砌道路和鋪砌材料可以將土壤功能損失降至最低、減少逕流並增加水分滲透。 |
| 土壤壓實 | 在土壤潮濕時，減少密集的車輛和行人流量可以將土壤壓實降至最低。壓實的土壤有較高的容積密度，以及土壤結構、氣體交換、保水力、水流動和根尖擴張的損失。 |
| 土壤水分管理 | 有機質含量高的都市農業土壤可以改善土壤結構，進而提高水分滲透。 |

4.3. 產量增加（如食物、燃料、飼料、木材）

都市農業帶來許多好處，並透過確保更強大的城市食物系統來建立更有韌性的城市社區（Dubelling, van Veenhuizen and Halliday, 2019）。都市農業可以幫助滿足城市人口（特別是發展中國家）的食物需求。無論都市農業的目標為何（為個人使用或盈利目的），它總是有利於建立一個更有凝聚力的社區。

許多人在自己的院子裡種植果樹並分享多餘的果實。在潮濕地區的蔬菜種植率可以達到每英畝 2 萬磅以上（每公頃 2 萬 2400 公斤）。社區菜園和學校菜園提倡新鮮食物的種植和烹飪以及社區成員之間的分享（Cordovil, Rodrigo and Gonçalves, 2015）。學校課程、教師和培訓人員（如推廣人員和專家）提供教育和培訓。透過使用容器、屋頂花園和高床可以將不透水的地表轉變為食物生產的區域。與從偏遠地區運輸相比，在城市地區種植的食物的分配簡單且成本低廉（Lee, Lee and Lee, 2015）。非營利組織和慈善團體在其社區中協助種植、收集和分配食物。

4.4. 緩解和適應氣候變遷

都市農業透過大量減少從外部來源運輸食物所燃燒的燃料量來減少溫室氣體排放（Lee, Lee and Lee, 2015; Kulak, Graves and Chatterton, 2013）。更多溫室氣體的排放減少與屋頂花園有關，因其可減少加熱和冷卻成本（Kulak, Graves and Chatterton, 2013）。

4.5. 社會經濟效益

都市農業有助於創造自願和有償工作的就業機會。用於教育年輕人、賦予生活新的意義，並促進對老年人的尊重。還可作為廚房和其他生活廢棄物的回收池，進而成為清潔城市垃圾場的工具（Turner, 2010）。大規模的種植和食物生產可以帶來快樂、娛樂、訓練、社會化、社會包容、教育、美學、環境改善和治療等種種好處（Leake, Adam-Bradford and Rigby, 2009）。種植食物通常需要具有共同興趣的人群。而食物的生產、保存、儲藏和使用則是持續的學習和培訓過程。

4.6. 該措施的其他效益

除了作為經濟的食物生產方式外，都市農業還兼具美觀並對鳥類、昆蟲、蜜蜂、蚯蚓、微生物、哺乳動物和其他城市地區的生物有益（Benth et al., 2013）。在充滿壓力的城市環境中，種植和收穫食物的藝術是體驗戶外區域的一種平靜與平和的方式（Leake, Adam-Bradford and Rigby, 2009）。

5. 該措施的潛在缺點

5.1. 權衡對土壤功能的其他威脅

施用過量的化學肥料或糞肥所引起的逕流、侵蝕和深層滲露會造成地表和地下水的氮、磷和鉀汙染。某些除草劑、殺蟲劑和殺菌劑會積聚在土壤中、傷害人類或傷害有益的昆蟲、鳥類、蜜蜂和蚯蚓，建議要閱讀標籤並遵循說明以降低威脅。然而，成功的食物生產通常需要在控制雜草、昆蟲和疾病與接受損傷或最少量的蔬菜和水果之間取得平衡。

表93. 土壤威脅

| 土壤威脅 | |
|-----------|--|
| 土壤侵蝕 | 在耕犁後、生長季節之間（除非使用覆蓋作物）以及坡地上，預期會發生一些侵蝕。 |
| 養分的失衡和循環 | 過量的肥料會產生對肥料的依賴並造成更高的二氧化碳和其他溫室氣體通量（Lorenz and Lal, 2009; Oertel et al., 2016）。土壤裸露、耕犁、土壤過度開發、灌溉管理不善、土壤深度不足和土壤礦物成分不足都會造成養分流失（Oertel et al., 2016） |
| 土壤鹽化和鹹化 | 在唯一水源是鹽水的地區進行灌溉可能會導致土壤鹽化，因此需要謹慎的水分管理。處理過的廢水也可能是鹽分的來源。 |
| 土壤沾染 / 污染 | 過度使用肥料會導致硝酸鹽和磷酸鹽流失到水道。車輛交通附近可能會累積重金屬。人工生長基質中的有機質會因為淋洗而減少（Grard et al., 2018）。改良劑（如堆肥、生物固體和其他廢棄產物）和引入的土壤可能是汙染物的來源（Kumar and Hundal, 2016; Haynes, Murtaza and Naidu, 2009）。 |
| 土壤酸化 | 用硫礦或硫酸鹽產品施肥會導致土壤酸化，大量添加酸性有機質或堆肥也是如此。 |
| 土壤生物多樣性損失 | 農場或花園的荒廢會造成雜草叢生或土地用途的改變，進而導致土壤生物多樣性喪失。對無機肥料、殺蟲劑和除草劑的依賴；過度澆水；土壤裸露；單作栽培；或是每季進行耕犁、重作或更換土壤都會導致土壤生物多樣性喪失。 |
| 土壤密封 | 建立不透水的步行和車行路徑或道路會有土壤密封的風險。 |
| 土壤壓實 | 集中在特定步行區或車輛交通區的土壤可能會受到壓實。 |

5.2. 潛在溫室氣體排放

如果設置屋頂農業空間，那建築材料的運輸可能會產生溫室氣體排放。使用如堆肥的大量活性有機質或大量礦物肥料會導致二氧化碳和氧化亞氮排放 (Barthod et al., 2018)。

5.3. 與其他措施的衝突

都市農業可能會與其他城市規劃重點有所衝突。此外，都市農業不是一定或保證能改善食物系統中不平等的現象，相反的，城市農場甚至可能因綠色高檔化 (eco-gentrification) 而被取代 (Siegner, Sowerwine and Acey, 2018)。

5.4. 其他衝突

土地租佃以及安全與反破壞措施的設置可能是實施城市農場的衝突來源 (Turner, 2010)。農業和其他土地使用之間的衝突 (如城市化和市政綠地) 也是可能的衝突來源。

6. 實行該措施前的建議

土壤有機質或用於食物生產的工程生長基質的管理對於都市農業非常重要。實施這措施必須優先考慮底層的 (基質) 材料。材料的選擇取決於生產地點 (即屋頂、花園或城市農場)。都市農業中作為生長基質的有機材料包含樹皮和堆肥材料，如綠色 (庭院) 廢棄物、城市固體廢棄物，甚至是汙水淤泥 (Carlile, Cattivello and Zacheo, 2015)。使用堆肥的「千層麵」花園被證明是一種有價值的屋頂蔬菜生產技術 (Grard et al., 2018)。

有些城市土壤的肥力很低，園丁應避免過度使用化學肥料且改用成熟的堆肥，如此可以大幅改善土壤品質並讓有機廢棄物循環利用 (Bretzel et al., 2016)。在施用堆肥之前應評估土壤性質以避免有害影響，如增強金屬流動性 (Murray, Pinchin and Macfie, 2011) 和抗發芽作用 (Vidal et al., 2020)。因為有機改良劑和現有的土壤可能是汙染物的來源，所以應該對其進行測試，如果受到汙染就要進行改良以確保安全的園藝工作和食物。在建立適當的花園或農場管理計劃時，也要考慮大氣灰塵和其他潛在的當前汙染源 (舊建築物、建築活動等)。

在分配區域花園的都市農業中土壤的有機碳含量與樹木的存在有極大的關係 (Edmondson et al., 2014)。因此建議種植樹木和灌木並使用糞肥和堆肥的形式來添加碳，以保持或增加土壤有機碳儲量 (Edmondson et al., 2014)。都市農業應使用覆蓋作物和伴植植物 (companion plants)、結合本地作物和植物、盡可能整合動物、創造棲息地，以及盡量減少單作栽培、殺蟲劑、除草劑和商業肥料，進而能增加土壤的生物多樣性 (Scialabba et al., 2003)。

侵蝕是城市地區常見的威脅，因為密封和壓實的地表造成的高逕流。土壤結構差和植被覆蓋差造成土壤顆粒的暴露，進而導致風和水的侵蝕。受管理的食用植物生長和敷蓋可以增加滲透，並盡量減少對風、逕流和侵蝕的過度暴露 (Broz, Pfost and Thompson, 2017)。鋪砌道路可以由透水材料製成，仍可以為步行或駕駛創造堅實的路面。應鑿開或鬆動人行道和交通道路以降低其密度，並應添加有機質以促進土壤結構的發展。園圃之間的人行道可以用踏腳石或木屑塊層覆蓋以盡可能減少土壤密封、增加滲透和減少逕流 (Broz, Pfost and Thompson, 2017)。坡地上的花園應在等高線上設置階地，以減少逕流和侵蝕。水可以收集到蓄水池或雨水池中並用來澆灌花園。大多數蔬菜植物和水果在排水良好的土壤中生長得最好，這些土壤可以定期進行深層澆水但不要一直處於飽和狀態。因此食用植物不應該種在底部封閉的容器中。在乾旱地區和灌溉水為鹽水的地區必須進行適當的水管理。Cuevas 等人 (2019) 文獻回顧了可最大限度減少鹽鹹化並提高作物產量的土壤改良種植系統。過量添加殺蟲劑、除草劑和殺菌劑會造成汙染並導致土壤中有益昆蟲和生物多樣性的減少 (Scialabba et al., 2003)，因此應避免過量添加，建議盡可能地使用整合的蟲害管理和有機園藝方法。

7. 採用該措施的潛在障礙

城市地區的土地利用競爭激烈，且土地利用受到分區、法令和業主協會的管制。農業可以在私人或公共擁有的土地上進行。城市地區的農業用地可能會有生物物理、文化、社會、經濟、制度、法律和知識方面的障礙。

表 94. 採用該措施的潛在障礙

| 障礙 | 有 / 無 | |
|----------------|-------|--|
| 生物物理 | 有 | 城市居民可能無法獲得農業用地。城市土壤的肥力可能很低。土壤可能含有高濃度的有毒元素。城市農民特別是發展中國家獲得有機質、肥料和水等資源的機會可能有限。 |
| 文化 | 無 | 都市農業將各種文化和社區團結起來，使各種文化能夠分享方法和種植各種不同的作物，讓經驗更加豐富多樣化。 |
| 社會 | 有 / 無 | 花園和農場培育了社區和令當地人深以為傲，且可以成為鄰里之間的社會聚會場所和宣洩途徑。然而，農業活動在某些城市環境中可能不被接受，因為會對鄰近的莊園造成滋擾。 |
| 經濟 | 有 | 在城市裡要獲得農業空間可能會很困難，需要大量的資金來保證資產和保留每年耕作的權利。 |
| 機構 | 有 | 發展中國家普遍缺乏對都市農業發展的政策支持和策略 (Crush, Frayne and Pendleton, 2012)。 |
| 法律 (土地權利) | 有 | 缺乏經驗的市政當局可能會在土壤測試或設置高位隧道等結構方面立下限制，進而導致承擔責任的風險。 |
| 知識 | 有 | 雖然園藝和農業是最適合透過經驗來學習的過程，但潛在作物和堆肥技術的基本知識還是需要能力建置。 |

實例照片



照片 29. 美國德州康莫斯的都市農業社區花園



照片 30. 美國伊利諾州芝加哥市芝加哥植物花園的屋頂花園



© USDA-NRCS

照片 31. 美國加州洛杉磯的城市社區公園



© USDA-NRCS

照片 32. 美國加州西好萊塢的社區公園



照片 33. 美國紐約州紐約市總督島的社區公園

表 95. 第 4 冊和第 6 冊中的相關案例研究

| 標題 | 地區 | 研究時間 (年) | 冊數 | 案例研究 編號 |
|--|----|-------------|----|------------|
| 法國巴黎屋頂的都市農業—T4P 研究專案 (巴黎生產性屋頂的前 導試驗專案) | 歐洲 | 5 | 6 | 23 |
| 美國華盛頓州塔科馬市的都市 農業 | 北美 | 1 | 6 | 26 |

參考文獻

- Beniston, J.W., Lal, R. & Mercer, K.L.** 2014. Assessing and managing soil quality for urban agriculture in a degraded vacant lot soil. *Land Degradation and Development*, 27: 4. <https://doi.org/10.1002/ldr.2342>
- Bretzel, F., Calderisi, M., Scatena, M. & Pini, R.** 2016. Soil quality is key for planning and managing urban allotments intended for the sustainable production of home-consumption vegetables. *Environmental Science and Pollution Research International*, 23(17): 17753–17760. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-6819-6>
- Brown, S., Miltner, E. & Cogger, C.** 2012. Carbon sequestration potential in urban soils. Ch. 9. pp. 173–196. In Lal, R. & Augustin, B. (Eds.) *Carbon Sequestration in Urban Ecosystems*. Springer Publ., New York, NY, USA. <https://doi.org/10.1007/978-94-007-2366-5>.
- Broz, R., Pfost, D. & Thompson, A.** 2017. *Controlling runoff and erosion at urban construction sites*. MU Extension Publication, g01509, University of Missouri-Columbia. (also available at: <https://extensiondata.missouri.edu/pub/pdf/agguides/agengin/g01509.pdf>)
- Burghardt, W. & Schneider, T.** 2018. Bulk density and content, density and stock of carbon, nitrogen and heavy metals in vegetable patches and lawns of allotments gardens in the northwestern Ruhr area, Germany. *Journal of Soils and Sediments*, 18(2): 407–417. <https://doi.org/10.1007/s11368-016-1553-8>
- Burt, R., Hernandez, L., Shaw, R., Tunstead, R., Ferguson, R. & Peaslee, S.** 2014. Trace element concentration and speciation in selected urban soils in New York City. *Environmental Monitoring and Assessment*, 186(1): 195–215. <https://doi.org/10.1007/s10661-013-3366-1>
- Carlile, W.R., Cattivello, C. & Zaccheo, P.** 2015. Organic Growing Media: Constituents and Properties. *Vadose Zone Journal*, 14(6). <https://doi.org/10.2136/vzj2014.09.0125>
- Chaney, R., Sterrett, S. & Mielke, H.** 1984. The potential for heavy metal exposure from urban gardens and soils. In J.R. Preer (Ed.) *Proc. Symp. Heavy Metals in Urban Gardens*. Univ. Dist. Columbia Extension Service, 37-84. Washington, DC.
- Cordovil, C.M.d.S., Rodrigo, I. & Gonçalves, R.** 2015. Urban farming to grow a greener future. In *Proceedings of TE-O_09. RAMIRAN 2015–16th International Conference. Rural-Urban Symbiosis*. September 8-10, 2015. Hamburg, Germany.
- Craul, P.J.** 1999. *Urban soils: applications and practices*. John Wiley & Sons Inc., New York, NY, USA. ISBN 10: 0471189030.
- Crush, J., Frayne, B. & Pendleton, W.** 2012. The Crisis of Food Insecurity in African Cities. *Journal of Hunger & Environmental Nutrition*, 7(2–3): 271–292.
<https://doi.org/10.1080/19320248.2012.702448>
- Cuevas, J., Daliakopoulos, I.N., del Moral, F., Juan J., Hueso, J.J. & Tsanis, I.K.** 2019. A review of soil-improving cropping systems for soil salinization. *Agronomy*, 9(6): 295.
<https://doi.org/10.3390/agronomy9060295>

- Deelstra, T. & Girardet, H.** 2000. *Urban agriculture and sustainable cities*. Pennsylvania State University. [online]. [cited 15 September 2020]
<http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.168.4991&rep=rep1&type=pdf>
- FAO.** 2010. *Policy brief 10, Fighting Poverty and Hunger. What role for urban agriculture?* Department of Economics and Social Perspectives. Rome, Italy. <http://www.fao.org/docrep/012/al377e/al377e00.pdf>
- Ferreira, C.S.S., Walsh, R.P.D. & Ferreira, A.J.D.** 2018. Degradation in urban areas. *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 5: 19–25. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2018.04.001>
- Gallaher, C.M., Kerr, J.M., Njenga, M., Karanja, N.K. & WinklerPrins, A.M.G.A.** 2013. Urban agriculture, social capital, and food security in the Kibera slums of Nairobi, Kenya. *Agriculture and Human Values*, 30(3): 389–404. <https://doi.org/10.1007/s10460-013-9425-y>
- Gerster-Bentaya, M.** 2013. Nutrition-sensitive urban agriculture. *Food Security*, 5(5): 723–737.
<https://doi.org/10.1007/s12571-013-0295-3>
- Grard, B., Chenu, C., Manouchehri, N., Houot, S., Frascaria-Lacoste, N. & Aubry, C.** 2018. Rooftop farming on urban waste provides many ecosystem services. *Agronomy for Sustainable Development*, 38: 2. <https://doi.org/10.1007/s13593-017-0474-2>
- Haynes, R.J., Murtaza, G. & Naidu, R.** 2009. Inorganic and organic constituents and contaminants of biosolids: Implications for land application. *Advances in Agronomy*, 104(4): 165–267.
[https://doi.org/10.1016/S0065-2113\(09\)04004-8](https://doi.org/10.1016/S0065-2113(09)04004-8)
- Jim, C.Y.** 1998. Urban soil characteristics and limitations for landscape planting in Hong Kong. *Landscape and Urban Planning*, 40: 235–249. [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(97\)00117-5](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(97)00117-5)
- Karanja, N. & Njenga, M.** 2011. Feeding the cities. In Linda Starke (Ed.) *State of the world: Innovations that nourish the planet*. pp. 109–117. The World Watch Institute, Washington, D.C.
- Kulak, M., Graves, A. & Chatterton, J.** 2013. Reducing greenhouse gas emissions with urban agriculture: A life cycle assessment perspective. *Landscape and Urban Planning*, 111: 68–78.
<https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2012.11.007>
- Kumar, K. & Hundal, L.S.** 2016. Soil in the city: sustainably improving urban soils. *Journal of Environmental Quality*, 45: 2–8. <https://doi.org/10.2134/jeq2015.11.0589>
- Lal, R.** 2017. Urban agriculture and food security. In Levin, M.J. et al. (eds.) *Soils within Cities*. Catena Soil Sciences, pp. 177.
- Lanza, P.** 1999. *Lasagna Gardening: A New Layering System for Bountiful Gardens: No Digging, No Tilling, No Weeding, No Kidding!* Rodale Press Inc., Emmaus. ISBN 10: 0875967957.
- Leake, J.R., Adam-Bradford, A. & Rigby, J.E.** 2009. Health benefits of ‘grow your own’ food in urban areas: implications for contaminated land risk assessment and risk management? *Environmental Health*, 8(1): S6. <https://doi.org/10.1186/1476-069X-8-S1-S6>

- Lee, G-G., Lee, H-W. & Lee, J-H.** 2015. Greenhouse gas emission reduction effect in the transportation sector by urban agriculture in Seoul, Korea. *Landscape and Urban Planning*, 140: 1-7.
<https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2015.03.012>
- Lehmann, J. & Kleber, M.** 2015. The contentious nature of soil organic matter. *Nature*, 528: 60-68.
<https://doi.org/10.1038/nature16069>
- Lorenz, K. & Lal, R.,** 2009. Biogeochemical C and N cycles in urban soils. *Environment International*, 35: 1-8. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2008.05.006>
- Murray, H., Pinchin, T.A. & Macfie, S.M.** 2011. Compost application affects metal uptake in plants grown in urban garden soils and potential human health risk. *Journal of Soils and Sediments*, 11: 815–829.
<https://doi.org/10.1007/s11368-011-0359-y>
- Oertel, C., Matschullat, J., Zurba, K., Zimmermann, F. & Erasmi, S.** 2016. Greenhouse gas emissions from soils—A review. *Geochemistry*, 76(3): 327–352. <https://doi.org/10.1016/j.chemer.2016.04.002>
- Pouyat, R., Groffman, P., Yesilonis, I. & Hernandez, L.** 2002. Soil carbon pools and fluxes in urban ecosystems. *Environmental Pollution*, 116: S107–S118. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(01\)00263-9](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(01)00263-9)
- Salomon, M.J., Watts-Williams, S.J., McLaughlin, M.J. & Cavagnaro, T.R.** 2020. Urban soil health: A city-wide survey of chemical and biological properties of urban agriculture soils. *Journal of Cleaner Production*, 275. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.122900>.
- Siegrner, A., Sowerwine, J. & Acey, C.** 2018. Does Urban Agriculture Improve Food Security? Examining the Nexus of Food Access and Distribution of Urban Produced Foods in the United States: A Systematic Review. *Sustainability*, 10(9): 2988. <https://doi.org/10.3390/su10092988>
- Scharenbroch, B.C., Lloyd, J.E. & Johnson-Maynard, J.L.** 2005. Distinguishing urban soils with physical, chemical, and biological properties. *Pedobiologia*, 49(4): 283–296.
<https://doi.org/10.1016/j.pedobi.2004.12.002>
- Scialabba, N., El-Hage, Grandi, C. & Henatsch, C.** 2003. Case study no. 4: Organic agriculture and genetic resources for food and agriculture. In *Biodiversity and the Ecosystem Approach in Agriculture, Forestry and Fisheries. Proceedings of the Ninth Regular Session of the Commission on Genetic Resources for Food and Agriculture*. Rome, Italy. 12-13 October 2002. Food and Agriculture Organization. (also available at: <http://www.fao.org/3/y4586c/y4586e05.htm#>)
- Tresch, S., Frey, D., Bayon, R.-C.L., Mäder, P., Stehle, B., Fliessbach, A. & Moretti, M.** 2019. Direct and indirect effects of urban gardening on aboveground and belowground diversity influencing soil multifunctionality. *Scientific Reports*, 9(1): 9769. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-46024-y>
- Turner, A.H.** 2010. *Establishing Urban Agriculture in Your Community: What You Need to Know Before You Get Your Hands Dirty*. Practice guide #27. University of Louisville, US. 29 p.
- Wagstaff, R.K. & Wortman, S.E.** 2015. Crop physiological response across the Chicago metropolitan region: Developing recommendations for urban and peri-urban farmers in the North Central US. *Renewable Agriculture and Food Systems*, 30(1): 8–14. <https://doi.org/10.1017/S174217051300046X>

24. 都市林業

Jennifer Mason¹, Thomas Meixner², Cornelia Rumpel³, Jean Christophe Lata³, John M. Galbraith⁴

¹ USDA-NRCS Soil Survey Office Leader, Clinton, TN, the United States of America

美國農業部 (USDA) 自然資源保育局 (NRCS) 土壤調查處主管

² Department Head, Hydrology and Atmospheric Sciences, Univ. of Arizona, the United States of America

美國亞利桑那大學水文學與大氣科學系主任

³ CNRS, Sorbonne Université, Institute of Ecology and Environmental sciences, Paris, France

法國國家科學研究院 (CNRS) 索邦大學生態與環境科學研究所

⁴ Virginia Tech, Blacksburg, VA, the United States of America

美國維吉尼亞理工大學

1. 措施說明

都市林業是對城市環境中及其周圍的單一樹木和森林資源 (如林地) 進行管理，以獲取它們為社會提供的利益。城市樹木是城市綠色基礎設施 (urban green infrastructure) 的一部分，並且提供生理、社會、經濟和美學效益 (Konijnendijk et al., 2006)。適當的森林管理可以促進林分結構 (stand structure) 和生產並將土壤干擾降至最低，也可以促進土壤有機碳的保留 (Jandl et al., 2007)。人口數 5 萬以上的各種規模的城市地區都會將樹木納入城市花園、公園和草坪中，許多依然保留森林和林地。樹木覆蓋美國 10~67% 的城市地區 (Edmondson et al., 2014)，而歐洲大多數城市的樹木密度為每 1000 名居民有 50~80 棵行道樹 (Pauleit et al., 2002)。在非洲大城市阿迪斯阿貝巴的城市森林覆蓋率不到 10%，且主要是由滿足當地木材需求而引進的物種所組成 (Woldegerima, Yeshitela and Lindley, 2017)。

2. 適用範圍

城市地區的樹木範圍從天然森林、種植林地和林蔭大道到種植在土壤容器中的單株樹木。容器中的樹木排列在城市街道上，也在建築物和屋頂上生長。城市地區的樹木經常暴露在逆境的生長條件下，如過熱、空氣汙染、水和空氣供應不足 (Fite et al., 2011)、不適當的土壤 pH 值、土壤品質差、重金屬和其他汙染物，以及可用養分的

缺乏。樹木經常被人類、動物和汽車破壞。根系和樹幹受到鋪砌道路和人行道的限制，也會暴露於侵入性疾病、昆蟲和其他害蟲。這種情況可能因氣候變化而惡化，因為全世界的城市樹木由少數物種和品種的遺傳變異性很低的物種所組成 (Lohr, Kendal and Dobbs, 2016)。儘管樹木生長的環境逆境很大，卻為城市生態系統增加大量的環境功能和服務。

3. 對土壤有機碳庫存的衝擊

美國城市森林的全國平均碳儲量密度為 25.1 噸 / 公頃，而林分的碳儲量密度為 53.5 噸 / 公頃 (Nowak and Crane, 2002)。美國和中國的城市森林在深度一公尺的碳儲量介於 15~160 噸 / 公頃之間 (Nowak et al., 2013; Pouyat, Yesilonis and Novak, 2006)。研究發現其碳儲量會隨著森林年齡的增加而增加 (表 96)。由於落葉品質較差、容易獲得的碳之礦化作用增強，以及土壤溫度較高，城市森林土壤可能含有更大比例難以分解的碳 (Groffman et al., 1995)。Pouyat 等人 (2002) 在紐約市觀察到城市土壤碳儲量的增加，城市森林中的土壤碳密度比郊區和農村森林土壤高出 30% 左右，他們還提到城市森林土壤中重金屬和鹽濃度的增加，而較高的土壤碳有可能是因為呼吸作用減少 (Koerner and Klopatek, 2010) 或枯枝落葉材料的降解性降低 (Pouyat et al., 2002)。然而中國東北同一地區的城市森林下的土壤有機碳儲量遠遠低於天然林，且隨著城市年齡的增加而提高 (Lv et al., 2016)。研究發現土壤有機碳取決於樹木的密度 (Mexia et al., 2018) 和樹種或屬 (Scharenbroch, 2012; Edmondson et al., 2014)。與壽命較短、體型較小的樹木相比，壽命較長、體型較大的城市樹木有固存更多碳的潛力 (Nowak et al., 2002)。

已有研究將物種混合作為保存城市森林土壤有機碳的策略，這種管理技術也與生態系統的韌性有關。然而碳的累積速度與以及土壤剖面中的分佈因樹種而異。土壤有機碳的增加在欒屬 (*Fraxinus*) 和槭屬 (*Acer* spp.) 植物的含量最高，而在櫟屬 (*Quercus*) 和混合林地則較低 (Edmondson et al., 2014)。

對於有管理的城市森林，Yoon 等人 (2016) 概述透過留下枯枝落葉和草屑來抵消有機質供應帶來的損失，進而增強土壤有機碳的策略。堆肥、敷蓋或兩者共同施用能增加城市土壤的碳儲量 (Brown, Miltner and Cogger, 2012; Beesley et al., 2012)，也可以施用生物炭；然而控制碳酸鹽反應所產生的無機碳的管理措施還不清楚 (Lorenz and Lal, 2015)。在美國華盛頓州塔科馬市的透水地表施用殘留的有機物，如庭院和食物的廢棄物以及生物固體會產生 0.22 噸碳 / 公頃 / 年的碳固存率。這比率與免耕農業觀察到的比率相似 (Brown, Miltner and Cogger, 2012)。同樣的，在乾旱地區的維護期間所留下的植物材料經證明可以增加土壤碳儲量 (Rockhill, 2017; Swartz, 2019)。

乾旱地區的城市森林下的土壤碳含量通常明顯高於周圍的自然地景 (Rockhill, 2017)。這種城市土壤碳含量在乾燥氣候中較高而在潮濕環境中較低的模式，已被記錄為北美城市地景的土壤生物地球化學中更廣泛的收斂假說 (convergence hypothesis) 的一部分 (Trammell et al., 2020)。

表 96. 不同地區的城市森林土壤有機碳庫存變化情況的報告

| 地區 | 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 |
|-----------|--------|---|--------------------|------------------------|------------|-----------|---|---|
| 美國和加拿大的城市 | 溫帶至亞熱帶 | - | - | 0.20~1.23 | - | 100 | 17 個城市森林 | Nowak et al. (2013); Pouyat, Yesilonis and Novak (2006) |
| 中國上海 | 亞熱帶 | 沖積層 | 77.3 | 0.6 | 22 | | 幼苗-接近成熟的水杉 (<i>Metasequoia glyptostroboides</i>) 林分 | ChunBo et al. (2010) |
| 加納庫馬西 | 熱帶 | 簡育高活性聚鋁土 (Haplic Alisol) 和石質磚紅土 (Lithic Leptosol) | 45.5 | - | - | 60 | 種植園增加土壤有機碳儲量 (83.5 噸碳 / 公頃) | Nero et al. (2017) |
| 中國西北部哈爾濱 | 溫帶、寒冷 | 淋溶灰鈣土 (Luvic Phaeozem) | 50 | 0.15 | 100 | 20 | 城市森林中的 219 個樣區 | Lv et al. (2016) |

4. 該措施的其他效益

4.1. 改善土壤性質

Edmondson 等人 (2014) 研究英格蘭萊斯特的三個樹種 (檫屬、槭屬、櫟屬) 下的土壤並發現樹木覆蓋類型不會影響土壤容積密度或碳氮比。然而 Livesley 等人 (2016) 研究澳洲墨爾本砂質城市土壤中的樹木、草區和草皮，發現樹冠下的土壤 (1.07 克 / 立方公分) 比草區 (1.32 克 / 立方公分) 的壓實度較小且平均碳氮比較高。

4.2. 最小化對土壤功能的威脅

因為密封、壓實或裸露的地表造成大量的逕流，使侵蝕成為城市地區常見的威脅。因蚯蚓過度活動，而使樹蔭區域的落葉消失，故產生侵蝕 (Pouyat, Yesilonis and Novak, 2006)。侵蝕也發生在樹木或灌木稠密而遮蔽下層多年生的平面植被。土壤結構差和植被覆蓋差使土壤顆粒暴露在風和水侵蝕的危機中。適當的設計和管理種植區可以提高滲透並將土壤暴露於風、逕流和侵蝕降至最低。鋪砌道路可以用透水材料製成，除了為樹下行走或停車打造堅實的地表，還能保持滲透並減少逕流。在半乾旱和乾旱地區，以及潮濕地區（在那裡，鋪砌過的路面會限制雨水滲透），補充的水可維持樹木生長。除草劑、殺蟲劑和殺菌劑過量添加會造成土壤中的有益昆蟲和生物多樣性減少。樹下土壤和枯枝落葉的疏水性會在暴雨開始時增加降雨的逕流，建議在秋季過後立刻清除落葉，但也必須使用其他逕流控制措施進行補償。

表 97. 土壤威脅

| 土壤威脅 | |
|-----------|---|
| 土壤侵蝕 | 根據不同的樹種，在城市地區植樹可以減少土壤侵蝕，尤其是在坡地 (Woldegerima, Yeshitela and Lindley, 2017)。 |
| 養分的失衡和循環 | 在建議的比例下使用肥料能將硝酸鹽淋洗和逕流中氮和磷汙染對地下水的威脅降至最低。森林地表和 A 土層樣本中的淨氮礦化率會因樹木類型而變化 (White and McDonnell, 1988)。樹木可以降低氧化氮、活性磷和暴雨造成的氮汙染 (Denman, May and Moore, 2016)。 |
| 土壤沾染 / 污染 | 種樹可以降低土壤汙染的風險，尤其是加強有機污染物的分解 (Dickson et al., 2000)。 |
| 土壤生物多樣性損失 | 城市森林作為生物多樣性保留區的重要性在未來會增加 (Alvey, 2006)。 |
| 土壤密封 | 城市林地和樹木的建立可以防止土壤密封。 |
| 土壤壓實 | 種樹後可能會減少土壤壓實。 |
| 土壤水分管理 | 洪水氾濫平原的樹木會減緩洪水的速度並增加洪水亂流，進而緩解洪水的有害影響。 |

4.3. 產量增加（如食物、燃料、飼料、木材）

很少會從單一城市樹木中採伐木材用來作為薪柴或製作傢俱以外的用途，因為要安全地砍伐樹木和使用重型機械將樹木運走的成本很高。有些地方會受到微量金屬汙染導致產量很低。特別是在發展中國家的大多數品質差的材料會做成薪柴或敷蓋（Woldegerima, Yeshitela and Lindley, 2017）。在城市地區擴大時被同化的林地或森林可能具有木材價值，特別是在美國東南部的松樹商業林地很常見。

4.4. 緩解和適應氣候變遷

城市森林還提供緩解氣候變遷的服務，包括碳固存和減少城市熱島效應（Kleerekoper, van Esch and Salcedo, 2012）。植被冠層可以讓熱島的溫度降低 6°C (Shiflett et al., 2017)。北半球城市建築的南面和西面的落葉樹有可能在夏季遮蔭以減少能源排放（McPherson, 1994）。

4.5. 社會經濟效益

城市森林提供各種基本的生態系統服務，包括減少空氣、水和噪音的汙染，緩解洪水風險，並提供休閒區域（Escobedo, Kroeger and Wagner, 2011; Roy, Byrne and Pickering, 2012）。

城市森林的經濟效益在最近一項研究中被量化。作者表示經濟效益隨著樹木覆蓋率的增加而提高，在空氣汙染保健成本節省 93 萬美元，在攔截水逕流方面節省兩萬美元，在建築內的加熱和冷卻能源節省 47 萬 8000 美元（Endreny et al., 2017）。

4.6. 該措施的其他效益

城市樹木和林地可以作為生物過濾器並清除空氣中的汙染物，進而改善城市地區的空氣品質（Beckett, Freer-Smith and Taylor, 1998）。

5. 該措施的潛在缺點

5.1. 權衡對土壤功能的其他威脅

反覆的木材採伐和類似的管理措施會造成土壤壓實和侵蝕。建議遵循保護機構及合作推廣專家所規定的最佳管理措施。

表 98. 土壤威脅

| 土壤威脅 | |
|-----------|---|
| 土壤侵蝕 | 商業木材生產或殘幹清除可能導致土壤侵蝕。在半乾燥和非乾燥氣候，城市森林底下裸露和非植被的土壤以及單一樹木下的土壤容易受到侵蝕。樹冠下過多的娛樂活動也會造成地表土壤受到侵蝕。 |
| 土壤鹽化和鹼化 | 在使用含鹽地下水來澆灌有表面壓實、底土滲透性受限和粘土含量較高的土壤時，高爾夫球場樹木的土壤鹽化會加劇（ Miyamoto and Chacon, 2006 ）。 |
| 土壤沾染 / 汚染 | 樹冠可以捕獲大氣中的灰塵，而灰塵是潛在的汙染源。 |
| 土壤酸化 | 具有高酸性針葉的城市樹木（杜松、松樹、雲杉、落葉松、冷杉和其他常綠樹）可能會使土壤酸化。用硫礦或硫酸鹽產品施肥會造成土壤酸化，大量添加產酸的落葉或這類物質製成的堆肥也會造成土壤酸化。 |
| 土壤壓實 | 樹冠下過多的娛樂活動會導致壓實。 |
| 土壤水分管理 | 樹木不適合在暴雨滯洪池內或當地的廢棄物處理排水場生長，如果在這些地方生長必須要移走。紐約市一項城市森林研究顯示所有森林地面和 A 土層樣本的疏水性極高（ White and McDonnell, 1988 ）。種樹會提高蒸發量並因此減少土壤中的水分。 |

5.2. 溫室氣體排放量增加

溫室氣體排放與使用機械化設備（如電鋸、集材機和運輸卡車）的木材採伐有關。樹木砍伐會降低被移除的二氧化碳量，直到生物量恢復到以前的水平。燒掉的廢棄產物和木柴會將二氧化碳釋放到大氣中。

5.3. 與其他措施的衝突

城市地區的林業可能與其他產生較高收入或被認為更有價值的土地使用選擇有衝突，如住房和商業開發、垃圾掩埋場和交通項目。

5.4. 產量減少（如食物／燃料／飼料／木材）

娛樂或體育活動造成的土壤壓實可能對附近的樹根系統有害。基礎設施建設和車輛撞擊造成的損傷會不利於樹木生長。空氣和水汙染會減少樹木生長並使樹木更容易受到疾病和害蟲侵襲。侵入性疾病和昆蟲會威脅到無法適應此類威脅的本地物種。

6. 實行該措施前的建議

專門針對城市森林土壤碳管理的研究相對較少。然而在農村森林的森林管理策略之長期研究建議要提高生產力，如透過新植造林和種植快速生長的樹種。提高的生產力能將二氧化碳納入植物生物量內並增加對土壤的碳投入，進而對土壤有機碳有直接影響（Jandl et al., 2007）。城市場地的特點通常是生根空間有限、土壤受壓實或汙染、排水不良和變化性大（Day and Bassuk, 1994），在種植樹木之前需要對其進行先改良。而樹種的選擇也很重要，特定場域的特性要與物種的性能匹配。報告顯示桉樹樹種在乾旱的坡地上有很高的侵蝕發生率，而混合林的表現更好且能增加生物多樣性（Woldegerima, Yeshitela and Lindley, 2017）。步行和車輛交通應集中在少數區域，而不是在樹下。如果必須增加人行道和鋪砌道路則盡可能使用透水材料。受人流和車流而壓實的土壤要進行鑿開或鬆動以降低其密度，並應添加有機質以促進土壤結構發展。樹木下的人行道可以用多層木屑塊覆蓋以減少壓實。

7. 採用該措施的潛在障礙

表 99. 採用該措施的潛在障礙

| 障礙 | 有 / 無 | |
|----------------|-------|--|
| 生物物理 | 有 | 在較乾旱地區的水供應可能會阻礙城市森林的效益。 |
| 經濟 | 有 | 潮濕地區樹木的過度生長可能會與建築物的視野相衝突，而需要昂貴的疏伐或移除。建立和維護樹木的成本可能是種植的障礙，特別是在種植的樹木非乾旱和半乾旱地區原生種。 |
| 機構 | 有 | 城市林業的主要障礙是儘管社區有興趣，但缺乏足夠資金和政治與公家單位的支持。 |
| 法律 (土地權利) | 有 | 樹木倒下對基礎設施和個人財產的損害可能引起訴訟。 |
| 其他 | 有 | 樹木種植後不適當的照護和維護會導致高死亡率。 |

實例照片



© John Galbraith

照片 34. 生長在紐約市集裝箱容器中的樹木，鋪砌人行道下方是地鐵線



© John Galbraith

照片 35. 透水磚的鋪砌道路所包圍的樹木



© John Galbraith

照片 36. 紐約市城市公園（中央公園）兩旁的樹木



照片 37. 城市林地

表 100. 第 4 冊和第 6 冊中的相關案例研究

| 標題 | 地區 | 研究時間 (年) | 冊數 | 案例研究 編號 |
|-----------------------------|----|-------------|----|------------|
| 法國昂熱在種樹木時使用廢棄物作為土壤碳儲量的來源 | 歐洲 | 3 | 6 | 22 |
| 英國萊斯特的都市森林對土壤碳的影響 | 歐洲 | 20~100 | 6 | 25 |
| 美國芝加哥地區有林與無林都市樣區的土壤有機碳 | 北美 | 多個時間段 | 6 | 27 |
| 美國維吉尼亞州蒙哥馬利縣施用堆肥以復育干擾後土壤的健康 | 北美 | 4 | 6 | 28 |

參考文獻

- Alvey, A.A.** 2006. Promoting and preserving biodiversity in the urban forest. *Urban Forestry & Urban Greening*, 5(4): 195–201. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2006.09.003>
- Beckett, K.P., Freer-Smith, P.H. & Taylor, G.** 1998. Urban woodlands: their role in reducing the effects of particulate pollution. *Environmental Pollution*, 99(3): 347–360. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(98\)00016-5](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(98)00016-5)
- Beesley, L.** 2012. Carbon storage and fluxes in existing and newly created urban soils. *Journal of Environmental Management*, 104: 158–165. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.03.024>
- Brown, S., Miltner, E. & Cogger, C.** 2012. Carbon sequestration potential in urban soils. In Lal, R., Augustin, B. (Eds.) *Carbon Sequestration in Urban Ecosystems*. Springer: New York, NY. 47: 173–196.
- ChunBo, X., Hai, W., KaiFeng, F., Becuwe, X., YuJie, H., HongZhong, K. & ChunJiang, L.** 2010. Carbon storage of Metasequoia glyptostroboides plantation ecosystems at different age stages in Chongming Island, East China. *Journal of Shanghai Jiaotong University - Agricultural Science*, 28(1): 30–34.
- Day, S.D. & Bassuk, N.L.**, 1994. A review of the effects of soil compaction and amelioration treatments on landscape trees. *Journal of Arboriculture*, 20: 9–16.
- Denman, E.C., May, P.B. & Moore, G.M.** 2016. The Potential Role of Urban Forests in Removing Nutrients from Stormwater. *Journal of Environmental Quality*, 45(1): 207–214.
<https://doi.org/10.2134/jeq2015.01.0047>
- Dickson, N.M., Mackay, J.M. & Goodman, A., Putwain, P.** 2000. Planting trees on contaminated soils: issues and guidelines. *Land Contamination and Reclamation*, 8: 87–97.
<https://doi.org/10.2462/09670513.561>
- Edmondson, J.L., O'Sullivan, O.S., Inger, R., Potter, J., McHugh, N., Gaston, K.J. & Leake, J.R.** 2014. Urban Tree Effects on Soil Organic Carbon. *PLoS ONE*, 9(7): e101872.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0101872>
- Endreny, T., Santagata, R., Perna, A., Stefano, C., Rallo, R. & Ulgiati, S.** 2017. Implementing and managing urban forests: A much needed conservation strategy to increase ecosystem services and urban wellbeing. *Ecological Modelling*, 360: 328–335. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2017.07.016>
- Escobedo, F.J., Kroeger, T. & Wagner, J.E.** 2011. Urban forests and pollution mitigation: analyzing ecosystem services and disservices. *Environmental Pollution*, 59(8-9): 2078–87.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.01.010>
- Fite, K., Smiley, E.T., McIntyre, J. & Wells, C.E.** 2011. Evaluation of a Soil Decompaction and Amendment Process for Urban Trees. *Arboriculture & Urban Forestry*, 37(6): 293–300.
- Groffman, P.M., Pouyat, R.V., McDonnell, M.J., Pickett, S.T.A., Zipperer, W.C., Pouyat, R.V., McDonnell, M.J., Pickett, S.T.A. & Zipperer, W.C.** 1995. Carbon pools and trace gas fluxes in urban forest soils. In Lal, R. et al. (Eds.) *Soil Management and the Greenhouse Effect*. CRC Press, Boca Raton, FL.

- Jandl, R., Lindner, M., Vesterdal, L., Bauwens, B., Baritz, R., Hagedorn, F., Johnson, D.W., Minkkinen, K. & Byrne, K.A.** 2007. How strongly can forest management influence soil carbon sequestration? *Geoderma*, 137(3-4): 253–268. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2006.09.003>
- Kleerekoper, L., van Esch, M. & Salcedo, T.B.** 2012. How to make a city climate-proof, addressing the urban heat island effect. *Resources, Conservation and Recycling*, 64: 30–38. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2011.06.004>
- Koerner, B.A. & Klopatek, J.M.** 2010. Carbon fluxes and nitrogen availability along urban-rural gradient in a desert landscape. *Urban Ecosystems*, 13: 1–21. <https://doi.org/10.1007/s11252-009-0105-z>
- Konijnendijk, C., Ricard, R., Kenney, A. & Randrup, T.** 2006. Defining urban forestry-A comparative perspective of North America and Europe. *Urban Forestry & Urban Greening*, 4(3-4): 93–103. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2005.11.003>
- Livesley, S.J., Ossola, A., Threlfall, C.G., Hahs, A.K. & Williams, N.S.G.** 2016. Soil Carbon and Carbon/Nitrogen Ratio Change under Tree Canopy, Tall Grass, and Turf Grass Areas of Urban Green Space. *Journal of Environmental Quality*, 45(1): 215–223. <https://doi.org/10.2134/jeq2015.03.0121>
- Lohr, V.I., Kendal, D., Dobbs, C.,** 2016. Urban trees worldwide have low species and genetic diversity, posing high risks of tree loss as stresses from climate change increase. *Acta horticulturae*, 108: 263–270. <https://doi.org/10.17660/ActaHortic.2016.1108.34>
- Lorenz, K. & Lal, R.** 2015. Managing soil carbon stocks to enhance the resilience of urban ecosystems. *Carbon Management*, 6(1–2): 35–50. <https://doi.org/10.1080/17583004.2015.1071182>
- Lv, H., Wang, W., He, X., Xiao, L., Zhou, W. & Zhang, B.** 2016. Quantifying Tree and Soil Carbon Stocks in a Temperate Urban Forest in Northeast China. *Forests*, 7(9): 200. <https://doi.org/10.3390/f7090200>
- McPherson, E.G.** 1994. Cooling urban heat islands with sustainable landscapes. In Platt, Rutherford, H., Rowntree, Rowan, A., Muick, Pamela, C. (Eds.) *The ecological city: preserving and restoring urban biodiversity*. Amherst, MA: University of Massachusetts Press: 151–171.
- Mexia, T., Vieira, J., Príncipe, A., Anjos, A., Silva, P., Lopes, N., Freitas, C., Santos-Reis, M., Correia, O., Branquinho, C. & Pinho, P.** 2018. Ecosystem services: Urban parks under a magnifying glass. *Environmental Research*, 160: 469–478. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2017.10.023>
- Nero, B.F., Callo-Concha, D., Anning, A. & Denich, M.** 2017. Urban green spaces enhance climate change mitigation in cities of the global south: the case of Kumasi, Ghana. *Procedia Engineering*, 198: 69–83. <https://doi.org/10.1016/j.proeng.2017.07.074>
- Nowak, D.J., Stevens, J.C., Sisinni, S.M. & Luley, C.J.** 2002. Effects of urban tree management and species selection on atmospheric carbon dioxide. *Journal of Arboriculture*. 28(3): 113–122.
- Nowak, D.J., Greenfield, E.J., Hoehn, R.E. & Lapoint, E.** 2013. Carbon storage and sequestration by trees in urban and community areas of the United States. *Environmental Pollution*, 178: 229–236. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.03.019>

- Nowak, D. & Crane, D.** 2002. Carbon storage and sequestration by urban trees in the USA. *Environmental Pollution*, 116(3): 381–389. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(01\)00214-7](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(01)00214-7)
- Pauleit, S., Jones, N., Garcia-Martin, G., Garcia-Valdecantos, J.L., Rivière, L.M., Vidal-Beaudet, L., Bodson, M. & Randrup, T.B.** 2002. Tree establishment practice in towns and cities – Results from a European survey. *Urban Forestry & Urban Greening*, 1(2): 83–96. <https://doi.org/10.1078/1618-8667-00009>
- Pouyat, R.V., Yesilonis, I.D. & Novak, D.J.** 2006. Carbon storage by urban soils in the United States. *J. Environmental Quality* 35: 1566–1575. <https://doi.org/10.2134/jeq2005.0215>.
- Pouyat, R., Groffman, P., Yesilonis, I. & Hernandez, L.** 2002. Soil carbon pools and fluxes in urban ecosystems. *Environmental Pollution*, 116: 107–118. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(01\)00263-9](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(01)00263-9)
- Rockhill, T.** 2017. *Influence of Soil Physical and Chemical Properties on Soil CO₂ Flux in Semi-Arid Green Stormwater Infrastructure*. University of Arizona.
- Roy, S., Byrne, J. & Pickering, C.** 2012. A systematic quantitative review of urban tree benefits, costs, and assessment methods across cities in different climatic zones. *Urban Forestry and Urban Greening*, 11(4): 351–363. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2012.06.006>
- Scharenbroch, B.C.** 2012. Urban Trees for Carbon Sequestration. In Lal R., Augustin B. (Eds.) *Carbon Sequestration in Urban Ecosystems*, pp. 121-138. Springer, Dordrecht, Netherlands.
https://doi.org/10.1007/978-94-007-2366-5_6
- Shiflett, S.A., Liang, L.L., Crum, S.M., Feyisa, G.L., Wang, J. & Jenerette, G.D.** 2017. Variation in the urban vegetation, surface temperature, air temperature nexus. *Science of the Total Environment*, 579: 495–505. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.11.069>
- Swartz, S.** 2019. *Infiltration rates of green infrastructure curb-cut basins: finding balance between functions and aesthetic*. University of Arizona.
- Trammell, T.L.E., Pataki, D.E., Pouyat, R.V., Groffman, P.M., Rosier, C., Bettez, N., Cavender-Bares, J., Grove, M.J., Hall, S.J., Heffernan, J., Hobbie, S.E., Morse, J.L., Neill, C. & Steele, M.** 2020. Urban soil carbon and nitrogen converge at a continental scale. *Ecological Monographs*, 90(2): e01401.
<https://doi.org/10.1002/ecm.1401>
- White, C.S. & McDonnell, M.J.** 1988. Nitrogen cycling processes and soil characteristics in an urban versus rural forest. *Biogeochemistry*, 5: 243–262. <https://doi.org/10.1007/BF02180230>
- Woldegerima, T., Yeshitela, K. & Lindley, S.** 2017. Ecosystem services assessment of the urban forests of Addis Ababa, Ethiopia. *Urban Ecosystem*, 20: 683–699. <https://doi.org/10.1007/s11252-016-0624-3>
- Yoon, T.K., Seo, K., Park, G., Son, Y.M. & Son, Y.** 2016. Surface Soil Carbon Storage in Urban Green Spaces in Three Major South Korean Cities. *Forests*, 7: 115. <https://doi.org/10.3390/f7060115>.

中英詞彙對照

A

A horizon 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 肽基酸
ammonia, NH₃ 氨
ammonia monooxygenase 氨氧化酶
ammoniacal fertilizers 氨態肥料
ammonia-N, NH₃-N 氨態氮
ammonifying bacteria 氨化細菌
ammonium, NH₄⁺ 銨
ammonium bicarbonate 碳酸氫銨
ammonium nitrate 硝酸銨
ammonium sulfate 硫酸銨
ammonium-N, NH₄-N 銨態氮
amphi 粗腐植質
amphibian 兩棲動物
anaerobic composting 厥氧堆肥
anaerobic digestion 厥氧消化
anaerobic process 厥氧過程
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 簇枝菌根菌
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 潘青
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
autochthonic 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 | briquettes 煤球 | carbon capture and storage 碳捕獲與儲量 |
| biochar 生物炭 | broadcast 播撒 | carbon credits 碳權 |
| bioclimatic 生物氣候 | broadleaf forest 閑葉林 | carbon cycle 碳循環 |
| biodiversity habitat 生物多樣性棲地 | browse 嫩枝葉 | carbon dating 碳定年 |
| biodynamic agriculture 生物動力農業 | browsing 摘食嫩葉 | carbon debt 碳債 |
| bioenergy, biomass energy 生質能源 | bryophytes 苔蘚植物 | carbon decomposition 碳分解 |
| biofertilizer 生物肥料 | Buffalo mozzarella 水牛乳製奶酪 | carbon density 碳密度 |
| biofiltration 生物過濾 | buffer strips 緩衝帶 | carbon dioxide equivalent, CO ₂ eq, CO ₂ e 二氧化碳當量 |
| biogas 生質氣體 | bulk density 土壤容積密度 | carbon equivalent, Ceq. 碳當量 |
| biogeochemical cycles 生物地球化學循環 | bulk soil 總體土壤 | carbon farming 碳農業 |
| biological control 生物防治 | bulldozer 推土機 | carbon loss 碳損失 |
| biological filter 生物過濾器 | bund 堤岸 | carbon neutral 碳中和 |
| biological fixation 生物固定 | bush fire 野火 | carbon offsets 碳補償 |
| biological nitrogen fixation 生物固氮作用 | 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」 | carbon pool 碳庫 |
| biological weathering 生物風化 | butane gas 丁烷 | carbon sequestration 碳固存 |
| biomacrostructured 生物巨結構 | by-product 副產品 | carbon sink 碳匯 |
| biomass 生物質、生物量 | | carbon standard project 碳標準計畫 |
| biomass burning 生物質燃燒 | | carbon stock 碳庫存 |
| biomass production 生物量生產 | | carbon storage 碳儲量 |
| biomass removals 生物量去除 | | carbonate rock 碳酸鹽岩 |
| biome 生物群系 | C budget 碳預算 | carbonates 碳酸鹽 |
| biophysical conditions 生物物理條件 | C fluxes 碳通量 | carboxylic acids 羥酸 |
| biopore 生物孔 | C isotope 碳同位素 | carcass gain 屍體增重 |
| bioretention systems 生物滯留系統 | C sequestration 碳固存 | carrying capacity 載牧力 |
| bioslurry 生物泥漿 | C stock 碳庫存 | carryover 殘留性 |
| biosolids 生物固形物 | C storage 碳儲量 | case study 案例研究 |
| biostimulant 生物刺激素 | C/N Ratio 碳氮比 | cash crop 經濟作物 |
| bioswales 生態截流系統 | CA-based 以保育性農業為基礎 | catalyst 催化劑 |
| biota 生物相 | cable yard logging 架線集材採伐 | catch crop 增益作物 |
| biotic stress 生物逆境 | cable yard system 架線集材系統 | catchment 集水區 |
| bioturbation 生物擾動 | cadmium, Cd 鎘 | caterpillar tractor 履帶式牽引車 |
| biowaste 生物廢棄物 | calcareous 鈣質 | cation 陽離子 |
| black carbon, BC 黑碳 | calcareous parent material 石灰母質 | cation exchange capacity, CEC 陽離子交換能力 |
| black soil 黑土 | calcaric 鈣質 | cation retention 陽離子吸持 |
| blocky structure 塊狀構造 | calcium carbonate 碳酸鈣 | cattle manure, CM 牛糞肥 |
| blue carbon 藍碳 | calcium nitrate 硝酸鈣 | causeways 堤道 |
| blue C benefits 藍碳效益 | calcium phosphate 磷酸鈣 | cellulose 纖維素 |
| 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 | calcium salt 鈣鹽 | cellulosic-based fuels 纖維素燃料 |
| bogs 酸性泥炭沼澤 | Ca-silicate 硅酸鈣板 | cement 膠結 |
| bone meal 骨粉 | canopy 林冠、樹冠 | cementing material 膠結物 |
| bootstrapped 自助法（統計） | canopy closing 林冠鬱閉 | center pivot (irrigation system) 中樞灌溉系統 |
| boreal coniferous forest 寒帶針葉林 | canopy cover 林冠覆蓋 | CH ₄ 甲烷 |
| boreal zone 極北區 | canopy opening 開放式林冠 | CH ₄ sink 甲烷匯 |
| boric acid 硼酸 | CaO 氧化鈣 | chalcedony 玉髓 |
| boron, B 硼 | capacity building 能力建構 | chamber collection techniques 集氣室技術 |
| brackish water 半鹹水 | cap-and-trade 總量管制和交易 | |
| break crop 中斷作物 | capillary rise 毛細上升 | |
| | carbon, C 碳 | |
| | carbon accumulation rate 土壤碳累積速率 | |

| | | |
|--|---|--|
| channel 渠道 | community farm 社區農場 | corer 岩芯採取器 |
| channelization 條化 | community forest, CF 社區林業 | cores 岩芯 |
| charcoal 木炭 | community garden 社區花園 | corn stover 玉米蒿桿 |
| check dam 擋沙壩 | community supported agriculture, CSA 社區支持農業 | correction factors 修正因數 |
| chisel plow tiller 鑿犁耕耘機 | companion planting 共生植物 | cotton gin trash 軋棉渣 |
| chloroform fumigation 氯仿熏蒸萃取法 | complexation 錯合作用 | coupling 耦合 |
| extraction method 氯仿熏蒸萃取法 | compliance market Standards 履約市場標準 | cover biomass incorporation, CB 覆蓋生物量的摻入 |
| chroma 彩度 | compost 堆肥 | cover crop, CC 覆蓋作物 |
| chronosequence 時間序列 | compost pile or windrow 堆肥樁和堆垛 | chromium, Cr 鉻 |
| circular economy 循環經濟 | composting 堆肥法 | creep grazing 潛欄放牧 |
| clay content 黏土含量 | compressive stress 壓應力 | crop productivity 作物生產力 |
| clay fraction 黏土部份 | concentrated feed 濃縮飼料 | crop residues 作物殘體 |
| clay pebble 黏土卵石 | concrete materials 混凝土材料 | crop rotation 作物輪作 |
| clay soil mineralogy 黏土礦化度 | condensed tannins 縮合單寧 | crop sequence 作物輪作順序 |
| clay-humus complex 黏土-腐植質複合體 | cone penetration 圓錐穿刺 | cropland 耕地 |
| clean-tilled crop 淨耕作物 | confidence intervals 信賴區間(統計) | crop-pasture rotations, CPR 作物與牧草輪作 |
| CleanCookingAlliance 乾淨烹飪聯盟 | Conservation Agriculture, CA 保育性農業 | crust 結皮 |
| clear cutting, clearcutting 皆伐 | Conservation Reserve Program, CRP 長期休耕保育計畫 | cryosphere 冰凍圈 |
| clear felling, clearfelling 皆伐 | conservation tillage 保育耕犁 | cryoturbation 冰擾作用 |
| climate-neutral 氣候中和 | consortia, consortium 共同體 | copper, Cu 銅 |
| climate-resilience 氣候韌性 | constructed planting 構成土種植 | cultivar 栽培品種 |
| Climate-Smart Agriculture, CSA 氣候智慧型農業 | constructed soil 構成土 | cultivated land 耕地 |
| climax 安定期 | continuous cover forestry, CCF 連續覆蓋林業 | cultivated variety 栽培品種 |
| climax forest 極相林 | continuous cropping, CC 連續耕作 | cultural layer 文化層 |
| climax vegetation 極相群落 | continuous flooding 連續浸水 | cut-off drain 截水溝 |
| climber cutting 砍伐攀緣植物 | continuous grazing 連續放牧 | |
| climbing plant 攀緣植物 | continuous irrigation 連續灌溉 | |
| clod 土塊 | continuous waterlogging, CW 連續浸水 | |
| cloud cover 雲量 | contour line 等高線 | |
| cloud forests 雲霧森林 | contributing area 集水面積 | |
| CO ₂ fertilization 二氣化碳肥力效應 | controlled irrigation, CI 控制灌溉 | |
| CO ₂ flux 二氣化碳通量 | Controlled Traffic Farming, CTF 固定道耕作 | |
| coastal plain 沿海平原 | conventional agriculture 慣行農業 | |
| coastal restoration 海岸復育 | conventional farming 慣行農業 | |
| coastal wetland 沿海濕地 | conventional logging 慣行採伐 | |
| coefficient of variation 變異係數 | conventional tillage, CT 慣行耕犁 | |
| cogeneration plant 热電共生廠 | conversion 轉作 | |
| coliform 大腸桿菌 | cooling island 冷卻島 | |
| colluvial 崩積物 | cooling phase 降溫階段 | |
| colonization 定植 | cooperatives 農業合作社 | |
| combine harvester 聯合收割機 | coppicing 矮林作業 | |
| 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 | | |

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 | distillation 蒸餾 | enchytraeids 鍋蟲 |
| deficit irrigation 缺水灌溉 | diversity index 多樣性指數 | encroachment 侵入 |
| defoliation 去葉 | dolomite 白雲石 | endemism 特有性 |
| deforestation 森林砍伐 | donor 供體 | endocorpid species 糞居型物種 |
| degrade 降解 | dossal 林冠 | energy compound 能量化合物 |
| degraded forest 退化森林 | double crop 雙作物 | enrichment planting 補植 |
| dehesa 德埃薩土壤系統 | double rice, DR 雙季稻 | enteric fermentation 腸道發酵 |
| dehydrogenase 脫氫酶 | drainage 排水 | environmental tax 環境稅 |
| deltaic alluvium 三角洲沖積層 | dredge 疏浚 | enzyme activity, enzymatic activity 酶素活性 |
| demonstration site 示範地 | drip irrigation 滴灌 | Eocene basalt 始新世玄武岩 |
| denitrification 脫氮作用 | drought stress 乾旱逆境 | epipetric 表面膠結的 |
| DeNitrification-DeComposition, DNDC 脫氮作用-分解 | dry combustion 乾式燃燒 | equivalent mass 等效質量 |
| denitrifying bacteria 脫氮細菌 | dry domain 乾域 | erodibility 可蝕性 |
| denitrifying enzyme activity, DEA 脫氮酵素活性 | dry matter 乾物質 | erosion modulus 侵蝕模數 |
| densified layer 繖密層 | dry metric tons, dmt 乾公噸 | estuaries 河口 |
| depolymerization 解聚合作用 | dry mulching, DM 乾敷蓋 | ethylene-propylene-diene monomer, EPDM 三元乙丙單體橡膠 |
| depressional wetland 窪地濕地 | dry season, DS 旱季 | Eumacroamphi 五種腐植質型態之一 |
| desalinization effect 脫鹽作用 | dry sieving 乾篩法 | eutrophication 優養化 |
| desertification 沙漠化 | drylands 旱地 | evaporative cooling 蒸發冷卻 |
| detritus 碎屑 | duplex soil 雙相土 | evapotranspiration 蒸發散 (量) |
| diameter at breast height 胸高直徑 | duripan 硬盤 | evergreen forests 常綠森林 |
| diammonium phosphate 磷酸氫二銨 | dwarf 矮樹 | exchangeable base 交換性鹼基 |
| dichromate 重鉻酸鹽 | dwarf shrub 矮生灌木 | exchangeable cations (可) 交換性陽離子 |
| diffuse pollution 擴散汙染 | dynamic analysis 動態分析 | exchangeable sodium |
| diffused erosion 擴散式侵蝕 | Dysmull 五種腐植質型態之一 | percentage, ESP 交換性鈉百分比 |
| digestate 廢氣消化物 | E | excretion 排泄物 |
| digester 消化槽 | earth movement (for soil preparation) 翻土 (用於土壤準備) | exoenzymes 胞外酶 |
| digestibility 消化率 | earthwork 土方工程 | exogenous C 外源碳 |
| digital elevation model, DEM 數值高程模型 | earthworm inoculation 蚯蚓接種 | experimental forest 實驗林 |
| dilution 稀釋 | eco-gentrification 綠色高檔化 | extensive agriculture 粗放農業 |
| dioxins 戴奧辛 | ecological complexes 生態複合體 | extensive grazing 粗放式放牧 |
| dipterocarp forest 龍腦香森林 | ecological process 生態過程 | extensive green roof 粗放型綠屋頂 |
| direct payments 直接給付 | ecological succession 生態演替 | extracellular polymeric substance, EPS 胞外聚合物 |
| disaggregation 解團粒作用 | Ecoplates 微生物群落分析 | extractable bases 萃取性鹼基 |
| disk harrow 圓盤耙 | ecoregion 生態區 | extractive industries 採礦業 |
| disk plow 圓盤犁 | ecosystem respiration 生態系統呼吸量 | extreme rainfall 極端降雨 |
| disposal of wastewater effluent 污水處理 | ecosystem restoration 生態系統恢復 | exudates 根系分泌物 |
| dissected plains 切割平原 | ecosystem service 生態系服務 | exudation 分泌作用、分泌物 |
| dissolved inorganic nitrogen, DIN 溶解無機氮 | ecosystem-based adaptation, EbA 以生態系為基礎的氣候變化調適 | |
| dissolved organic carbon, DOC 溶解有機碳 | eco-tourism 生態旅遊 | |
| dissolved organic nitrogen, DON 溶解有機氮 | edapho-climatic condition 風土條件 | |
| dissolved oxygen 溶氧 | 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 | |

F

| |
|-----------------------|
| factsheet 資料表單 |
| fallows 休耕 |
| farm compost, FC 農場堆肥 |
| farming 農業、耕作 |

farmyard manure, FYM 廢肥
Fe oxides 氧化鐵
Fe-accumulating 鐵累積
feedlot 飼養場
Fe-leaching 鐵淋溶型
fens 矿質泥炭沼澤
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 沼澤平原
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 閩葉草本
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 樓息地
habitat enhancement 樓息地改善
habitat fragmentation 樓息地破壞
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 硬盤
hardscapes 硬質地殼
hardwood dry forest 閩葉乾燥林
hardwood forest 閩葉樹林
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 热逆境
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 | integrated crop-livestock systems, ICLS 農牧業整合系統 | land suitability 土地適宜性 |
| horizons 土壤層位 | integrated crop-livestock-forestry systems, ICLF 農牧林業整合系統 | land tenure 土地租佃 |
| hot steppe 热帶草原 | integrated farming 整合農業 | land use and land cover 土地利用與地表覆蓋 |
| hot water extractable carbon 热水可提取之碳 | integrated nutrient management 整合養分管理 | land use change, LUC 土地利用變更 |
| human-altered 人類改變 | integrated soil fertility management 土壤肥力整合管理 | land-cover conversion 地表覆蓋轉換 |
| human-transported 人類運輸 | intensive 集約式 | landform slope 地形坡度 |
| humification 腐植化 | intensive agriculture 集約農業 | landscape 地景 |
| humus 腐植質 | intensive farming 集約農業 | landslide 崩塌、坍塌、滑坡 |
| hydraulic conductivity 導水度 | intensive green roof 集約型綠屋頂 | lasagna beds 千層床 |
| hydraulic lift 液壓升降 | interaction 交互作用、互動 | layer hen 蛋雞 |
| hydraulic permeability 水力滲透係數 | interactive effect 互動性效應 | leachate 淋洗液 |
| hydric soil 水成土壤 | intercropping 間作 | leaching 淋洗 |
| hydroelectric plants 水力發電廠 | interglacials 間冰期 | ead, Pb 鉛 |
| hydrogen sulphide, H ₂ S 硫化氫 | intermittent irrigation 間歇灌溉 | leaf area index, LAI 葉面積指數 |
| hydrographic network 水系 | intertidal zones 潮間帶 | leafy vegetables 葉菜類 |
| hydrological balance 水平衡 | introduced species 引進的物種 | leaf water potential 葉片水勢 |
| hydrological properties 水文特性 | inundated soil 浸水的土壤 | Leptoamphi 五種腐植質型態之一 |
| hydrological regime 水文狀況 | inventory 普查 | levees 堤防 |
| hydrological systems 水文系統 | irrigation 灌溉 | ley 牧草地 |
| hydrology 水文 | isohyet 等雨量線 | lichen 地衣 |
| hydromorphic 水層型態 | isotherm 等溫線 | life cycle analysis, LCA 生命週期分析 |
| hydrophobicity 疏水性 | | life-cycle assessment, LCA 生命週期評估 |
| hydroxide minerals 氢氧化物礦物 | | lignin 木質素 |
| hypersaline salt flats 高鹽度鹽灘 | | Limberjim Series Limberjim 土系 |
| I | | |
| igneous rock 火成岩 | jetties 防波堤 | lime 石灰 |
| illegal logging 非法砍伐 | | lime saturation 石灰飽和度 |
| illuviation 淋積作用 | | limestone 石灰石 |
| immobilization 固定化 | | limestone quarries 石灰石採礦場 |
| improved rice 改良稻作 | | liming effect 石灰效應 |
| incentives 獎勵措施 | | limiting nutrient 養分有限 |
| income generating activities 創收活動 | | liquid dairy manure, LDM 液態乳牛糞肥 |
| incorporation 摻入、加入 | | litter 枯枝落葉、墊料 |
| increments 增量 | | litter depth 落葉深度 |
| induced employment 衍生就業 | | litter fall; litterfall 枯枝落葉 |
| Industrial logging 工業伐木 | | litter layer 枯枝落葉層 |
| infiltration 滲透 | | livestock breeding 家畜繁殖 |
| in-ground planting 地裡種植 | | livestock grazing 牲畜放牧 |
| inherent stability 固有穩定性 | | lixivation 淋溶 |
| inhibitor 抑制劑 | | local extinction 局部地區滅絕 |
| innovative crop 創新型作物 | | logarithmic 對數 |
| insect herbivores 食草性昆蟲 | | logged forest 已砍伐的森林 |
| in-situ stubble retention 原地保留殘茬 | | logging 採伐 |
| insolation rate 日照率 | | long-lived GHGs 長生命週期溫室氣體 |
| insulation 絶緣材料 | | |

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 栢實堆
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, CH₄ 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)
Moshulu 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
N₂ fixation 固氮作用
Na₂O 氧化鈉
N-acetylglucosaminidase N-乙醯葡
萄糖胺酶
naphthalene 蒽
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 鈿
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, $\text{NO}_3\text{-N}$ 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 坮田
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 organic 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 蓄作
 ridge-and-furrow, ridge and furrow 蓄溝
 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 抗嘉磷塞的基因改種子
 row crop 行栽作物
 row intercropping 條狀間作
 ruminant 反芻動物
 runoff 遷流
 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 (saproxylophagous) organisms 腐木食性生物
 Satellite-based Wetland Observation Service, SWOS 衛星濕地觀測服務
 saturated hydraulic conductivity 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 汗水淤泥
 shade-grown cacao 遮蔭栽種的可可樹林

| | |
|---|--|
| shale 貢岩 | slash, logging residue 採運殘材 |
| shallow movement 淺層移動 | slash and burn agriculture 刀耕火種 |
| shallow root 淺根 | slash-and-mulch 刀耕覆蓋 |
| shallow-burying tunnellers 淺埋 | slasher 拖曳式割草機 |
| 甬道型糞金龜 | slope gradient 斜坡梯度 |
| shallow-tunnelling species 淺掘 | slope stability 斜坡穩定性 |
| 甬道型物種 | slow-release fertilizer 緩釋性肥料 |
| Shannon's diversity index 香農多樣性指數 | slurry (manure) 泥漿 (糞肥) |
| Shannon-Weiner diversity index 夏儂-威納多樣性指數 | smallholder agriculture 小農農業 |
| shear strength 抗剪強度 | sod-forming 可形成草皮的 |
| shelf 梯面 | sodicity 鹼度 |
| shelterbelts 防護林 | sodium adsorption ratio 鈉吸附比 |
| shifting cultivation 游耕 | soil acidification 土壤酸化 |
| short-lived GHGs 短生命週期溫室氣體 | soil active herbicides 土壤活性除草劑 |
| Shottower load 製彈塔壤土系 | soil aeration 土壤通氣 |
| shrublands 灌木叢 | soil aggregate stability 土壤團粒穩定性 |
| side slope 邊坡 | soil amendment 土壤改良劑 |
| side-opening corer 側開式岩芯採取器 | soil and water conservation 水土保持 |
| siderophore 蟹鐵蛋白 | soil biodiversity loss 土壤生物多樣性損失 |
| sidewalks 人行道 | soil biota 土壤生物相 |
| sienite 正長岩 | soil buffer capacity 土壤緩衝能力 |
| Signalgrass Pasture 巴拉草牧草地 | soil carbon sequestration 土壤碳固存 |
| silage 青貯料 | soil compaction 土壤壓實 |
| silica sand 矽砂 | soil conservation service 土壤保育服務 |
| silicate minerals 矽酸鹽礦物 | soil contamination / pollution 土壤沾染 / 汚染 |
| siliceous rock 矽質岩 | soil core sampler 土壤核心採樣器 |
| Silurian shale 志留紀貢岩 | soil core(s) 土心 |
| silviculture 造林 | soil corer 土壤採樣器 |
| silvicultural system 造林系統 | soil cover 土壤覆蓋 |
| silvoarable 耕地混植 | soil crust, soil crusting 土壤結皮 |
| silvofishery 混林魚 (業) | soil degradation 土壤退化 |
| silvopasture, silvopastoral | soil densification 土壤緻密化 |
| systems, silvopastoralism 混林牧系統 | soil dispersion 土壤分散作用 |
| Simpson's index, Simpson's diversity index 辛普森 (多樣性) 指數 | soil disturbance 土壤擾動 |
| simultaneous intercrops 同步間作 | soil drainage 土壤排水 |
| Sinaloan dry forests 錫那羅亞旱林 | soil electrical conductivity, EC 土壤電導度 |
| sink of GHG 溫室氣體匯 | soil erosion 土壤侵蝕 |
| sinkhole 滲穴 | soil fauna 土壤動物相 |
| site preparation 整地 | soil fertility 土壤肥力 |
| site-specific agriculture 定點農業 | |
| skidders 集材機 | |
| skidding trails 集材路線 | |
| slag 礦渣 | |
| 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 | strata 層 | susceptibility 易感性 |
| soil water regime 土壤水分境況 | straw mulch 稻稈敷蓋 | suspended solid 懸浮固體 |
| soil water repellency 土壤斥水性 | stream bank erosion 河岸侵蝕 | sustainability 永續性 |
| soil water storage 土壤儲水量 | strip cropping 帶狀耕作 | Sustainable Cattle Ranching, SCR 永續畜牛業 |
| soil weathering 土壤風化作用 | strip intercropping 帶狀間作 | Sustainable Development Goals, SDGs 永續發展目標 |
| soil zone 土壤帶 | strip planting 帶狀種植 | sustainable food 永續飲食 |
| soil-borne diseases 土傳性病害 | strip tillage 帶狀耕犁 | Sustainable Forest Management 永續森林管理 |
| soil-dwelling organisms 土壤生物 | structural material 結構材料 | sustainable soil management 永續土壤管理 |
| solid turbidity 固體濁度 | stubble 殘茬 | swamp 木本沼澤 |
| solifluction 融凍泥流 | stump 殘幹 | swine manure, SM 豬糞肥 |
| soot 煙粒 | sub-angular 亞稜角 | sylvopastoral system 混林牧系統 |
| sparse 稀疏 | subgrade reaction, Ks 地基反力 | sylvopastoralism 混林牧業 |
| spatial heterogeneity 空間異質性 | subirrigation 地下灌溉 | symbiosis, symbiotic 共生 |
| spatial pattern 空間格局 | submerged vegetation 沉水植被 | synergy, synergism, synergistic effect 協同效應 |
| Special Protection Areas 特別保護區 | submergence 淹水 | synthetic fertilizer 合成肥料 |
| species diversity 物種多樣性 | Subnartic yellow Sodosol 鈉質黃底土層 | Syntropic Agriculture, SA 趨合農業 |
| species richness 物種豐富度 | sub-arctic region 副北極地區 | syntropy 負熵 |
| specific surface area, SSA 比表面積 | sub-humid steppes 半濕潤乾草原 | System of Rice Intensification 水道強化系統 |
| Spent mushroom substrate 廢棄的菇類基質 | sub-optimal 不是最佳的 | |
| Sphagnum farming 泥炭蘚種植 (業) | subplot, sub-plot 副樣區 | |
| spikelet 小穗 | subsidence 下陷 | |
| spillway 溢洪道 | subsistence agriculture 自給自足式農業 | |
| splining function 樣條函數 | subsoil 底土 | |
| spontaneous vegetation 自生植被 | subsoiler 心土犁 | |
| spreader 撒佈機 | sub-soiling 裏土耕犁 | |
| sprinkler irrigation 噴灌 | substratum 裏土層 | |
| stand 林分 | subsurface drainage 地下排水 | |
| stand structure 林分結構 | subsurface horizon 地下土層 | |
| standard deviation, SD 標準差 | subsurface irrigation 地下灌溉 | |
| standard error, SE 標準誤差 | subsurface soil 裏土 | |
| standing crop 生物現存量 | sub-surface water 地下水 | |
| standing water 靜水 | successional agroforestry 演替的混農林業 | |
| state-factor model 狀態因子模型 | successive rotations 連續輪作 | |
| stem volume 材積 | sulfate 硫酸鹽 | |
| sterility ratio 不稔率 | sulfur-coated urea 含硫尿素 | |
| stocking density (density of stocking) 林分密度 (指樹木) / 放養密度 (指牲畜) | super seeder 超級播種機 | |
| stocking rate 放養率 | superactive 超活性 | |
| stoniness 含石率 | superficial tillage 淺層耕犁 | |
| stool 根株 | superphosphate 過磷酸鈣 | |
| storage 儲存 | surface albedo 表面反照率 | |
| storm surges 風暴潮 | surface drainage (water) 地表排水 | |
| stormwater 暴雨 | 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 | |

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 热帶乾燥林
tropical moist forest, TMF;
tropical humid forest 热帶濕潤雨林
tropical rainforest, tropical wet forest 热帶雨林
tuber crop 塊莖作物
tunnelling species 通道型物种
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 蚝糞堆肥
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

| | | |
|--|---|---|
| <i>Abies alba</i> 銀冷杉 | <i>Azobacter</i> sp. 游離固氮菌 | collembolans 彈尾蟲 |
| <i>Acacia</i> 相思樹屬 | <i>Azolla</i> 滿江紅屬 | common bean 長豇豆 |
| <i>Acacia auriculiformis</i> 耳莢相思樹 | <i>bahiagrass</i> (<i>Paspalum notatum</i>) | common laburnum 毒豆 |
| <i>Acacia koa</i> 夏威夷相思樹 | 百喜草 | common reed 蘆葦 |
| <i>Acacia mangium</i> 直幹相思 | <i>Balanites aegyptiaca</i> 埃及香脂樹 | <i>Copris</i> 蜣螂屬甲蟲 |
| <i>Acacia mearnsii</i> 黑荊 | <i>bald cypress</i> (<i>Taxodium distichum</i>) 落羽松 | cork oak 桸皮櫟 |
| <i>Acacia tortilis</i> 奎刺金合歡 | beech 山毛櫟 | <i>Corylus avellana</i> 歐榛 |
| <i>Acanthus ilicifolius</i> 老鼠簕 | berseem 埃及車軸草 | cowpea 疙豆 |
| <i>Acer</i> 楝屬 | <i>Bidens pilosa</i> 鬼針草 | <i>Crataegus monogyna</i> 單子山楂 |
| <i>Acer campestre</i> 田槭 | black locust 刺槐 | creeping bentgrass 匍匐性小糠草 |
| <i>Acer monspessulanum</i> 蒙彼利埃楓樹 | black pine (<i>Pinus nigra</i>) 黑松 | <i>Cryptomeria japonica</i> (Japanese cedar) 日本柳杉 |
| <i>Acer platanoides</i> 挪威楓樹 | black spruce 黑雲杉 | <i>Cucumis melo</i> (Pickle Melon) 甜瓜 |
| <i>Acer pseudoplantanus</i> 岩槭 | boro rice 冬稻 (乾季收成) | cv. <i>Gayatri</i> 水稻栽培種 |
| <i>Achillea millefolium</i> 薔 | <i>Bos indicus</i> 肩峰牛 | cv. <i>Wuyunjing 7</i> 水稻栽培種 |
| <i>Actinomycete</i> 放線菌門 | <i>Brachiaria</i> 巴拉草 | cyanobacteria 藍綠菌 |
| <i>Adina cardifolia</i> 心葉木 | <i>Brachypodium distachyon</i> (purple false brome) 二穗短柄草 | <i>Cynodon</i> 狗牙根屬 |
| <i>Agrostis palustris</i> Huds. 翠股穎 | <i>Brassica napus</i> 西洋油菜 | <i>Daphne gnidium</i> 亞麻葉瑞香 |
| air potatoes (<i>Dioscorea</i> spp.) 山藥 | <i>Bruguiera gymnorhiza</i> 木欖 | <i>Dendrocalamus</i> spp. 牡竹屬 |
| <i>Albizia</i> 合歡屬 | <i>Bubas bison</i> 野牛糞金龜 | <i>dhaincha</i> (<i>Sesbania aculeata</i>) 刺田菁 |
| <i>Albizia amara</i> 阿拉瑪合歡 | <i>Bubas bubalus</i> 水牛糞金龜 | <i>Distichlis spicata</i> 拉美海濱鹽草 |
| <i>Albizia julibrissin</i> 合歡樹 | <i>Buchanania</i> 山樣子屬 | <i>Douglas-fir</i> 花旗松 |
| Aleppo pine 地中海松 | <i>Buchanania latifolia</i> 豆腐果 | <i>Drosera</i> sp. 毛氈苔屬 |
| alfalfa 紫花苜蓿 | Buprestidae 吉丁蟲科 | dung beetle 糞金龜 |
| <i>Alnus</i> 赤楊屬 | <i>Calicotome villosa</i> 刺金雀花 | durum wheat 杜蘭小麥 |
| <i>Alnus glutinosa</i> 赤楊 | <i>Calliandra</i> 朱纓花屬 | <i>Dyera polyphylla</i> (Jelutong) 南洋桐 |
| <i>Alnus nepalensis</i> 尼泊爾赤楊 | camelids 駱駝 | <i>Eleagnus</i> 胡頹子屬 |
| <i>Alnus viridis</i> 赤楊 | <i>Caragana</i> 金雀花屬 | <i>Empoasca flavesrens</i> (leafhopper) 小綠葉蟬 (葉蟬) |
| <i>Alopecurus aequalis</i> (foxtail 看麥娘 | <i>Carex</i> 薩草屬 | <i>Enterolobium</i> 象耳豆屬 |
| aman rice 秋稻 (雨季收成) | <i>Carica papaya</i> 木瓜 | <i>Erythrina</i> spp. 刺桐屬 |
| <i>Amaranthus</i> spp. 莧菜 | <i>Carisa edulis</i> 假虎刺 | <i>Erythrophleum fordii</i> 格木 |
| ambrosia beetle 菌蠹蟲 | <i>Castanea sativa</i> 歐洲栗 | eucalypt 桉樹 |
| Angus 安格斯牛 | <i>Castanopsis indica</i> 印度苦櫟 | <i>Eucalyptus</i> 桉樹屬 |
| <i>Arachis pintoi</i> 蔓花生 | <i>Casuarina</i> 木麻黃屬 | <i>Eucalyptus benthamii</i> 本沁桉 |
| arbuscular mycorrhizal fungi | <i>Casuarina equisetifolia</i> 木麻黃 | <i>Eucalyptus camaldulensis</i> 赤桉 |
| 叢枝菌根菌 | cattail 香蒲 | <i>Eucalyptus dunnii</i> 大桉 |
| <i>Arbutus unedo</i> 草莓樹 | <i>Cedrus deodara</i> 喜瑪拉雅雪松 | <i>Eucalyptus globulus</i> 藍桉 |
| Ash tree 光蠟樹 | <i>Cenchrus ciliaris</i> 水牛草 | <i>Eucalyptus urophylla grandis</i> 尾葉桉x玫瑰桉雜交種桉樹 |
| <i>Aspergillus</i> sp. 曲黴菌屬 | <i>Ceratonia siliqua</i> 角豆樹 | faba beans 豆 |
| <i>Asperula odorata</i> 香豬殃殃 | <i>Ceriops decandra</i> 細蕊紅樹 | <i>Fagus sylvatica</i> 歐洲山毛櫟 |
| <i>Astragalus sinicus</i> (milk vetch) 紫雲英 | <i>Chamaecyparis obtusa</i> (Hinoki cypress) 日本扁柏 | <i>Faidherbia albida</i> 白相思樹 |
| Aus 夏稻 | <i>Chamaerops humilis</i> 叢欒 | <i>Falcataria</i> 南洋楹屬 |
| <i>Avicennia</i> sp. 海茄苳屬 | Charolais 夏洛萊牛 | <i>Falcataria moluccana</i> 南洋楹 |
| | cherimoya 冷子番荔枝 | fescue 狐草 |
| | <i>Cistus ladanifer</i> 膠薑樹 | <i>Festuca arundinacea</i> 莖狀羊茅 |
| | clover 三葉草 | <i>Festuca</i> spp. 羊茅屬 |
| | Coleoptera 鞘翅目 | <i>Ficinia</i> 球莎屬 |
| | collembola 彈尾蟲 | |

| | | |
|---|--|--|
| fine fescue 細羊茅 | <i>Metasequoia glyptostroboides</i> 水杉 | <i>Prunus avium</i> 歐洲甜櫻桃 |
| Firmicutes 厚壁菌門 | <i>Metroxylon sagu</i> 西穀椰子 | <i>Pseudotsuga menziesii</i> 花旗松 |
| foxtail millet (<i>Setaria italica</i>) 小米 | milk vetch (<i>Astragalus sinicus</i>) | <i>Psoralea bituminosa</i> 松豆 |
| <i>Fragaria vesca</i> 野草莓 | 紫雲英 | purple false brome |
| <i>Fraxinus</i> 桤屬 | millipede 馬陸 | (<i>Brachypodium distachyon</i>) 二穗短柄草 |
| <i>Fraxinus angustifolia</i> 白蠟樹 | <i>Morus</i> spp. 桑葚 | <i>Quercus pubescens</i> 柔毛櫟 |
| <i>Fraxinus excelsior</i> 歐洲欒 | <i>Myrica esculenta</i> 毛楊梅 | <i>Quercus</i> 櫟屬 |
| <i>Fraxinus floribunda</i> 多花欒 | nutsedge 香附子 | <i>Quercus bicolor</i> 黃背櫟 |
| <i>Fraxinus ornus</i> 花白蠟樹 | <i>Nypha frutica</i> 水榔 | <i>Quercus cerris</i> 土耳其櫟 |
| Gatton panic 大黍 | <i>Olea europaea</i> 油橄欖 | <i>Quercus ilex</i> subsp. |
| <i>Geotrupes spiniger</i> 脊糞金龜 | <i>Onthophagus vacca</i> 牛糞金龜 | <i>rotundifolia</i> 冬青櫟 |
| <i>Gliricidia</i> 格力豆屬 | Oomycete 卵菌類 | <i>Quercus macrocarpa</i> 大果櫟 |
| <i>Glycine max</i> 大豆 | oribatid mite 甲蟣 | <i>Quercus pyrenaica</i> 比利牛斯櫟 |
| gram 鷺嘴豆 | Oribatida 甲蟣 | <i>Quercus robur</i> 夏櫟 |
| gramineous 禾本科的 | <i>Oribatida acari</i> 螳蟲 | <i>Quercus rotundifolia</i> 冬青櫟 |
| grand fir 大冷杉 | <i>Oryza</i> spp. 稻屬 | <i>Quercus suber</i> 西班牙栓皮櫟 |
| grass pea 家山黧豆 | palisade grass 信號草 | red clover 紅花三葉草 |
| <i>Helichrysum stoechas</i> 法國蠟菊 | <i>Panicum maximum</i> 大黍 | reed canary grass (<i>Phalaris arundinacea</i>) 鶴草 |
| Hinoki cypress (<i>Chamaecyparis obtusa</i>) 日本扁柏 | <i>Paspalum Peronospora</i> 霜霉屬 | <i>Rhizophora mangle</i> 美國紅樹 |
| holm oak 冬青櫟 | <i>Phalaris arundinacea</i> (reed canary grass) 鶴草 | <i>Rhizophora</i> spp. 紅樹屬 |
| Holstein 霍爾斯坦牛 | <i>Phaseolus lunatus</i> (lima bean) | <i>Rhododendron arboreum</i> 樹形杜鵑 |
| <i>Hypericum perforatum</i> 貢葉連翹 | <i>Phleum pratense</i> (timothy) 貓尾草 | <i>Rubia peregrina</i> 茜草藤 |
| illipe nut 婆羅樹果 | <i>Phlomis purpurea</i> 紫花糙蘇 | <i>Rubus hirtus</i> 黑梅 |
| <i>Inga edulis</i> 印加毛竹 | <i>Phragmites</i> 蘆葦屬 | rye 黑麥 |
| Japanese cedar (<i>Cryptomeria japonica</i>) 日本柳杉 | <i>Phragmites australis</i> 蘆葦 | ryegrass 黑麥草 |
| Japonica Shennong 265 水稻栽培種 | <i>Picea abies</i> 歐洲雲杉 | <i>Saccharum</i> spp. 甘蔗屬 |
| <i>Jatropha curcas</i> 桐油樹 | Pickle Melon (<i>Cucumis melo</i>) 越瓜 | sago 西谷米 |
| Jelutong (<i>Dyera polyphylla</i>) 南洋桐 | <i>Pinus elliottii</i> (slash pine) 濕地松 | <i>Salix caprea</i> 黃花柳 |
| <i>Juglans regia</i> 胡桃樹 | <i>Pinus halepensis</i> 地中海松 | <i>Salix dasyclados</i> 毛枝柳 |
| jute 黃麻 | <i>Pinus nigra</i> (black pine) 歐洲黑松 | <i>Salvadora persica</i> 芥末樹 |
| Kentucky bluegrass (<i>Poa pratensis</i>) 肯塔基藍草 | <i>Pinus pinaster</i> 海岸松 | <i>Sangiovese</i> 山吉歐維樹葡萄 |
| <i>Laucaena leucocephala</i> 銀合歡 | <i>Pinus roxburghii</i> 西藏長葉松 | <i>Santolina chamaecyparissus</i> 棉杉菊 |
| leafhopper (<i>Empoasca flavesrens</i>) 小綠葉蟬 (葉蟬) | <i>Pinus sylvestris</i> 歐洲赤松 | <i>Schima wallichii</i> 西南木荷 |
| legume 豆類 | <i>Pinus taeda</i> 火炬松 | Scotch pine 歐洲赤松 |
| lentil 小扁豆 | <i>Pistacia lentiscus</i> 乳香黃連木 | sedge 莎草 |
| <i>Leucaena</i> 銀合歡屬 | <i>Platypus cylindrus</i> 柱體長小蠹 | sedge peat 蘆葦泥炭 |
| <i>Leucaena diversifolia</i> 異葉銀合歡 | <i>Pleurotus ostreatus</i> 秀珍菇 | <i>Sedum</i> 景天屬 |
| lima bean (<i>Phaseolus lunatus</i>) 皇帝豆 | <i>Poa pratensis</i> (Kentucky bluegrass) 草地早熟禾 | <i>Senna siamea</i> 鐵刀木 |
| <i>Lolium multiflorum</i> 多花黑麥草 | poplar 白楊樹 | <i>Sesbania</i> 田菁屬 |
| <i>Lolium perenne</i> 黑麥草 | <i>Populus deltoides</i> 美洲黑楊 | <i>Sesbania acculeata</i> (dhaincha) 刺田菁 |
| <i>Lomandra</i> 多鬚草屬 | <i>Populus nigra</i> 黑楊 | <i>Sesbania sesban</i> 印度田菁 |
| lucerne 紫花苜蓿 | <i>Populus trichocarpa</i> 灰楊樹 | <i>Setaria italica</i> (foxtail millet) 小米 |
| lupin 羽扇豆 | <i>Populus x canadensis</i> 加楊 | <i>Shorea robusta</i> 婆羅樹 |
| <i>Medhuka indica</i> 紫荊木 | <i>Prosopis juliflora</i> 牧豆樹 | <i>Shorea</i> spp. 婆羅屬 |
| <i>Melilotus officinalis</i> 甜苜蓿 | Proteobacteria 變形菌門 | signalgrass 信號草 |
| | <i>Prunus africana</i> 非洲臀果木 | |

silver carp 白鰱
 silver lime 銀毛櫞
 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 櫟仁樹
 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. nippensis (*Unio douglasiae nippensis*) 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
 Acruoxic 終育濕潤氧化型
 Acrustox 終育暫乾氧化土
 Aquertic Argiudoll 漫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 漫水淋溶土
 Aquept 漫水弱育土
 Aquic Argiudoll 漫水黏聚濕潤黑沃土
 Aquic Paleudalf 漫水老育濕潤淋溶土
 Aquolls 漫水黑沃土
 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 幾境土
 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 紋紅土
 Cryogenic soil 低溫土壤
 dammed soil 壩塞土土壤
 Dark Grey Cherno-zemic 深灰色黑鈣土

| | | | |
|--------------------------|-----------------|--------------------------------|---------------------------------------|
| Densic Planosols | 壓實黏盤土 | Gleyed Solonetzic Black | Hydrudands 多水濕潤灰燼土 |
| Dermosol | 脆軟土 Durisol 硬盤土 | Chernozemic soils 潛育鹼性黑鈣土 | hyperdistic Luvisols 低鹽基黏移土 |
| Durudands | 硬磐濕潤灰燼土 | Gleysols 灰黏土 | hypersodic 高鹼基 |
| Dystranddept | 低鹽基灰燼弱育土 | Gray Luvisol 灰色黏移土 | Hyperthermic Endoaquept 高溫飽和浸水弱育土 |
| Dystric Cambisol | 低鹽基變育土 | Grey Terrace soil 灰色階地土 | Haploixeroll 簡育夏旱黑沃土 |
| dystric nitosols | 低鹽基黏亮土 | gypsiferous soil 石膏質土壤 | Inceptisol Aeris Haplaquept 通氣簡育浸水弱育土 |
| Dystrochrepts | 低鹽基淡色弱育土 | Haplaquolss 簡育浸水黑沃土 | Inceptisols 弱育土 |
| Dystropepts | 低鹽基弱育土 | Haplic 簡育型 | Isohumosols 均腐土 |
| Dystroxerept | 低鹽基夏旱弱育土 | Typic Haplustalf 典型簡育暫乾淋溶土 | Kandic Rhodustalfs 高嶺暗紅暫乾淋溶土 |
| Endoaquept | 飽和浸水弱育土 | Typic Haplustept 典型簡育暫乾弱育土 | Kandiudults 高嶺濕潤極育土 |
| Entic | 新成 | Typic Haplustoll 典型簡育暫乾黑沃土 | Kandosol 康狄土 |
| Entic Hapludept | 新成簡育濕潤弱育土 | Typic Hydraquent 典型多水浸水新成土 | Kanhapludult 高嶺簡育濕潤極育土 |
| Entic Hapludoll | 新成簡育濕潤黑沃土 | Haplic Calcisol 簡育鈣積土 | kaolinitc 高嶺型 |
| Entic Haplustoll | 新成簡育暫乾黑沃土 | Haplic Gypsisol 簡育石膏土 | Kaolinitic oxisol 高嶺石氧化土 |
| Entic Umbritic Podzol | 普通黑瘠灰壤 | Haplic Kastanozem 簡育栗鈣土 | Kastanozem 栗鈣土 |
| Entisol, Neossolo | 新成土 | Haplic Phaeozem 簡育灰鈣土 | Kurosol 庫魯土 |
| eloian-loessic | 風成黃土 | Haplic planosol 簡育黏盤土 | Latosol, Oxisols (USDA), |
| epileptic | 連續岩層 | Haplocalcid 簡育聚鈣旱境土 | Ferralsols (WRB) 磚紅土 |
| Epileptic Cambisol | 表連續岩層變育土 | Haplorthod 簡育正常淋灑土 | Leptosol 磚紅土 |
| Epileptic Phaeozem | 表連續岩層灰鈣土 | Haploixeralf 簡育夏旱淋溶土 | lithic 石質 |
| Epileptic Regosol | 表連續岩層風積土 | Hapludalf 簡育濕潤淋溶土 | Lithic Dystrochrepts 石質低鹽基淡色弱育土 |
| Eutric | 高鹽基 | Hapludands 簡育濕潤灰燼土 | Lixisol 淋餘土 |
| Eutric Cambisols | 高鹽基變育土 | Hapludoll 簡育濕潤黑沃土 | Loam 壤土 |
| Eutric Escalic Anthrosol | 高鹽基階地人為土 | Hapludox 簡育濕潤氧化土 | Loamic 壤質 |
| Eutric Gleysol | 高鹽基灰黏土 | Haplumbrept 簡育黑瘠弱育土 | Loamy 壤質 |
| Eutric Leptosol | 高鹽基磚紅土 | Haplustept 簡育暫乾弱育土 | Loamy sand 壤質砂土 |
| Eutric Regosol | 高鹽基風積土 | Haplusters 簡育暫乾膨轉土 | Loamy silty clay 壤質坋黏土 |
| Eutrudox | 高鹽基濕潤氧化土 | Haplustoll 簡育暫乾黑沃土 | loamy soil 壤土 |
| expanding clay | 膨脹性黏土 | Haplustoll 簡育暫乾黑沃土 | loamy texture 壤質質地 |
| felsic | 長英質 | heavy clay soils 重黏土 | loamy-skeletal 壤質-石礫質 |
| Ferralic Arenosols | 鐵鋁砂質土 | heavy loam 重壤土 | loess 黃土 |
| Ferralsol | 鐵鋁土 | hiperhumics Leptosols 高腐殖質磚紅土 | loess loam 黃壤 |
| Ferric | 鐵質 | Histels 有機永凍土 | Luvic arenosols 淋溶砂質土 |
| Ferric Lixisols | 鐵質淋餘土 | histic 有機質 | Luvic Chernozems 淋溶黑鈣土 |
| Ferric Luvisol | 鐵質黏移土 | histic Gleysol 有機浸水灰化土 | Luvic Phaeozem 淋溶灰鈣土 |
| fine earth | 細質土 | histic epipedons 有機表育土 | Luvisol 黏移土 |
| Flinty clay loam | 細質黏壤土 | Histosols 有機質土 | Mollie horizon 黑沃土層 |
| Fluventic | 沖積 | Hortic horizon 厚熟土層 | Mollisols 黑沃土 |
| Fluventic Dystropepts | 沖積低鹽基弱育土 | Hortic Gleysol 久耕灰黏土 | Nitisol 黲亮土 |
| Fluvents | 沖積新成土 | Humic Andosols 腐植質灰燼土 | Nitisols 黲亮土 |
| Fluvi-Aquic | 沖積-浸水的 | Humic clayic Phaeozem 腐植質黏質灰鈣土 | ochric 淡色的 |
| Fluvisol | 沖積土 | Humic Gleysol 腐植質灰黏土 | Ordinary chernozem 普通黑鈣土 |
| Fulvi-Calcaric Cambisol | 沖積聚鈣變育土 | Humic substance 腐植質 | Orthels 正常永凍土 |
| fulvudands | 沖積濕潤灰燼土 | Hydrandepts 多水灰燼弱育土 | Orthic Ferralsol 正常鐵鋁土 |
| Gelisols | 冰凍土 | Hydromorphic Soil 水成土 | Orthic Luvisol 正常黏移土 |
| gley | 潛育土 | | Oxisols 氧化土 |

| | | | | | |
|----------------------------|-----------------|--------------------------|------------------|-------------------------|-----------------|
| Paleudol petrocálcico | 石化聚 鈣老育濕潤黑沃土 | silty clay loam | 坋質黏壤土 | Typic Udipsamments | 典型濕潤砂質 新成土 |
| Paleudult | 老育濕潤極育土 | Silty loam | 坋質壤土 | Typic Xeropsamments | 典型夏旱砂 質新成土 |
| Peat soil | 泥炭土 | Skeletal | 石礫質 | Typical Hapludalfs | 典型簡育濕潤淋 溶土 |
| pellic-mazic | 低色度堅硬表層 | Skeletal Technosol | 石礫質科技土 | Typical Hapludox | 典型簡育濕潤氧 化土 |
| PellicVertisol | 低色度膨轉土 | smectitic | 膨潤的 | Udolls | 濕潤黑沃土 |
| Permafrost | 永凍土 | Sodic | 鹼化 | Udorthent | 濕潤正常新成土 |
| Petric Calcisols | 膠結聚鈣土 | Sodic Soil | 鹼土 | Ultisol | 極育土 |
| Petrocalcic Paleudoll | 石化聚鈣 老育濕潤黑沃土 | Sodosol | 鈉質土 | Umbric horizon | 黑瘠土層 |
| Petrocalcic Paleustoll | 石化聚 鈣老育暫乾黑沃土 | Solonchaks | 鹽土 | umbric Lithosol | 黑瘠石質土 |
| Phaeozem | 灰鈣土 | Solonetz Black | | Umbrisol | 黑瘠土 |
| Planosols | 黏盤土 | Castanozem | 鹼性黑鈣土 | Ustipsamments | 暫乾砂質新成土 |
| Plinthic Luvisol | 鐵網紋黏移土 | Spodosol | 淋濶土 | Ustochrepts | 暫乾淺色弱育土 |
| Plinthic Paleudult | 鐵網紋老育 濕潤極育土 | Spolic soils | 工程廢棄土 | Ustollic Haplargid | 暫乾黑沃簡育黏 聚旱境土 |
| Podzol | 灰壤 | Stagnosol | 淹水土 | Ustolls | 暫乾黑沃土 |
| podzolic | 灰化 | Subnartic yellow Sodosol | 鈉質黃 底土層 | Vertic | 膨轉 |
| Pretic horizon | 普雷塔土層 | Sulfaquents | 含硫浸水新成土 | Vertic Argiudolls | 膨轉黏聚濕潤黑沃土 |
| Pretrocalcic Argiudoll | 石化聚 鈣黏聚濕潤黑沃土 | Technosol | 科技土 | Vertic Calcixeroll Clay | 膨轉聚鈣夏 旱黑沃黏土 |
| Pretrocalcic Paleudoll | 石化聚 鈣老育濕潤黑沃土 | Tenosol | 脆軟土 | Vertic Cambisol | 膨轉變育土 |
| Profondic Stagnic Luvisols | 強 發育滯水黏移土 | Thapto-Histic Hydquent | 下層 有機質多水浸水新成土 | Vertic Endoaquepts | 膨轉飽和浸水 弱育土 |
| Quaternary red clay | 第四紀紅 色黏土 | Troposamment | 熱帶砂質新成土 | Vertic Haploixeroll | 膨轉簡育夏旱黑 沃土 |
| Red soil | 紅土 | Turbels | 擾動凍土 | Vertisols, Vertissolo | 膨轉土 |
| Red Yellow Latosol | 紅黃色磚紅土 | typic | 典型 | virgin soil | 處女土 |
| Regosol | 風積土 | Typic Aquisalid | 典型浸水鹽聚旱境土 | Vitrixerands | 玻璃質夏旱灰燼土 |
| Rendzic Clayic Phaeozem | 黑色 石灰黏質灰鈣土 | Typic Argiaquoll | 典型黏聚浸水黑 沃土 | volcanic soils | 火山灰土 |
| Rendzic Leptosol | 黑色石灰磚紅土 | Typic Argiudoll | 典型黏聚濕潤黑沃土 | xeralfs | 夏旱淋溶土 |
| Rhodic | 暗紅 | Typic Calcixerupt | 典型聚鈣夏旱 弱育土 | Xeric Calcigypsid | 夏旱聚鈣石膏旱 境土 |
| Rhodic Eutrudox | 暗紅高鹽基濕 潤氧化土 | Typic Chromustert | 典型高色度暫 乾膨轉土 | Xerocrept | 夏旱淡色弱育土 |
| Rhodic Hapludox | 暗紅簡育濕 潤氧化土 | Typic Dystrudepts | 典型低鹽基濕 潤弱育土 | Xerofluvents | 夏旱沖積新成土 |
| Rhodic Kandiudox | 暗紅高嶺濕 潤氧化土 | Typic Fluaquent | 典型沖積浸水新 成土 | Yedoma | 更新世多年凍土 |
| Rhodic Nitisol | 暗紅黏亮土 | Typic Haplorthod | 典型簡育正常 淋濶土 | | |
| Rhodoxeralfs | 暗紅夏旱淋溶土 | Typic Haploxeralf | 典型簡育夏旱 淋溶土 | | |
| Rudosol | 初育土 | Typic Hapludalf | 典型簡育濕潤淋 溶土 | | |
| Saline soil | 鹽土 | Typic Hapludert | 典型簡育濕潤膨 轉土 | | |
| sandy clay loam | 砂質黏壤土 | Typic Hapludoll | 典型簡育濕潤黑 沃土 | | |
| sandy loam | 砂質壤土 | Typic Kandiudults | 典型高嶺 濕潤極育土 | | |
| sandy soil | 砂土 | Typic Kanhapludults | 典型高嶺簡 育濕潤極育土 | | |
| Silanic | 火山灰質 | Typic Paleudalf | 典型老育濕潤淋溶土 | | |
| Silanic Andosol | 火山灰質灰燼土 | Typic Paleudult | 典型老育濕潤極育土 | | |
| Silt loam | 坋質壤土 | Typic Tropudults | 典型熱帶濕潤極育土 | | |
| Silty clay | 坋質黏土 | | | | |

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(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