

杨洪炳, 雷蕾, 曾立雄, 刘俊涛, 黄志霖, 朱建华, 肖文发. 土壤团聚体稳定性驱动农林复合系统温室气体排放研究进展[J]. 土壤学报, 2026,

YANG Hongbing, LEI Lei, ZENG Lixiong, LIU Juntao, HUANG Zhilin, Zhu Jianhua, XIAO Wenfa. Research Progress on Soil Aggregate Stability Driving Greenhouse Gas Emissions in Agroforestry Systems[J]. Acta Pedologica Sinica, 2026,

土壤团聚体稳定性驱动农林复合系统温室气体排放研究进展*

杨洪炳^{1,2}, 雷蕾^{1,2}, 曾立雄^{1,2}, 刘俊涛³, 黄志霖^{1,2}, 朱建华^{1,2}, 肖文发^{1,2†}

(1. 中国林业科学研究院森林生态环境与自然保护研究所, 国家林业和草原局森林生态环境重点实验室, 北京 100091; 2. 湖北秭归三峡库区森林生态系统国家定位观测研究站, 湖北秭归 443699; 3. 广东省林业科学研究院, 广东省森林培育与保护利用重点实验室, 广州 510520)

摘要: 农林复合系统通过乔、灌、草和农作物的垂直层次配置与时空互补, 增强土壤结构稳定性, 并优化碳氮耦合, 提升其减排增汇潜力。然而, 其温室气体 (Greenhouse gas, GHG) 通量的机理归因与尺度外推仍受土壤团聚体结构与微生境异质性的限制。作为驱动 GHG 排放的关键因素, 土壤团聚体稳定性通过塑造孔隙网络及氧气与水分分布, 决定底物供应、微生物活性与气体扩散, 进而耦合 CO₂ 矿化、CH₄ 产生与氧化, 以及 N₂O 在硝化与反硝化途径中的产生。基于层级团聚体理论与微生态过程模拟的视角, 本综述系统梳理了农林复合系统中生物 (根系、丛枝菌根真菌与微生物黏质)、理化 (有机-矿物结合、铁铝氧化物及氢氧化物) 与管理 (套种、生物质炭、耕作) 因素对团聚体稳定性的调控机制, 及其作用于 GHG 排放的关键路径与情景差异 (气候、土类和管理), 展望了该领域今后研究方向: 阐明根系-微生物-团聚体互作对 GHG 代谢的调控; 建立原位观测与机理模型相结合的跨尺度研究体系; 通过长期试验, 验证因地制宜的固碳减排技术; 预测极端事件与未来气候对系统排放的影响。

关键词: 土壤团聚体稳定性; 农林复合系统; 温室气体排放; 碳氮循环; 可持续农业

中图分类号: S154.36 文献标志码: A

Research Progress on Soil Aggregate Stability Driving Greenhouse Gas Emissions in Agroforestry Systems

YANG Hongbing^{1,2}, LEI Lei^{1,2}, ZENG Lixiong^{1,2}, LIU Juntao³, HUANG Zhilin^{1,2}, Zhu Jianhua^{1,2}, XIAO Wenfa^{1,2†}

(1. Key Laboratory of Forest Ecology and Environment of National Forestry and Grassland Administration, Ecology and Nature Conservation Institute, Chinese Academy of Forestry, Beijing 100091, China; 2. National Orientation Observation and Research Station of Forest Ecosystem in the Three Gorges Reservoir Area, Zigui, Hubei 443699, China; 3. Guangdong Provincial Key Laboratory of Silviculture, Protection and Utilization/Guangdong Academy of Forestry, Guangzhou 510520, China)

Abstract: Agroforestry systems enhance soil structural stability and optimize carbon-nitrogen coupling through the vertical hierarchical configuration and spatiotemporal complementarity of trees, shrubs, grasses, and crops. This increases their potential for greenhouse gas (GHG) mitigation and carbon sequestration. However, the mechanistic attribution and cross-scale upscaling of GHG

* 中国林业科学研究院基本科研业务费专项 (CAFYBB2022XD001) 和国家自然科学基金项目 (32130074) 资助 Supported by the Fundamental Research Funds of CAF (No. CAFYBB2022XD001) and the National Natural Science Foundation of China (No. 32130074)

† 通讯作者 Corresponding author, E-mail: xiaowenf@caf.ac.cn

作者简介: 杨洪炳 (1995—), 男, 湖北黄冈人, 博士研究生, 主要从事土壤微生物与温室气体排放研究。E-mail: philyhb@163.com

收稿日期: 2025-08-25; 收到修改稿日期: 2025-12-30; 网络首发日期 (www.cnki.net):

fluxes remain constrained by heterogeneity in soil aggregate structure and microhabitats. As a key driver of GHG emissions, soil aggregate stability governs substrate availability, microbial activity, and gas diffusion by shaping pore networks and oxygen-water distribution patterns, which in turn regulate CO₂ mineralization, CH₄ production and oxidation, and N₂O generation via nitrification and denitrification pathways. From the perspectives of hierarchical aggregate theory and micro-ecological process modeling, this review systematically synthesizes the biotic (roots, arbuscular mycorrhizal fungi, microbial mucilage/exudates), physicochemical (organo-mineral associations; iron and aluminum oxides and hydroxides), and management (intercropping, biochar, tillage) drivers of aggregate stability in agroforestry systems, as well as the key pathways and scenario-dependent differences (climate, soil type, and management) through which they affect GHG emissions. Future research directions in this field should focus on elucidating the regulatory effects of root-microbe-aggregate interactions on GHG metabolism; establishing cross-scale research frameworks that integrate in-situ observations with mechanistic models; validating site-specific carbon sequestration and emission reduction technologies through long-term experiments; and predicting the impacts of extreme events and future climate scenarios on system emissions.

Key words: Soil aggregate stability; Agroforestry systems; Greenhouse gas emissions; Carbon-nitrogen cycling; Sustainable agriculture

在全球气候变化背景下，农业温室气体（GHG）排放已成为国际关注焦点。据 IPCC 第六次评估报告，农业生产（不含林业）约占全球人为 GHG 排放的 11%~12%^[1]，其中农田土壤是氧化亚氮（N₂O）的主要排放源（约 70%），也是二氧化碳（CO₂）和甲烷（CH₄）的重要源汇^[2]。因此，探索兼具生产与生态功能的可持续农业模式对实现减排目标至关重要。

农林复合系统作为木本植物与农作物有机结合的土地利用方式，在气候变化减缓中展现独特优势。全球超 10 亿 hm² 土地采用该模式（农地上 ≥10% 树冠覆盖）^[3]，其碳储量达传统农业的 2.0 倍~2.6 倍^[4]，全球农林复合系统的碳储存潜力估计为 4~19 Pg C^[5]；相比单一农业系统，农林复合系统可减少 N₂O 排放 6%~36%，提高 CH₄ 氧化潜力 10%~35%^[6-7]。然而，其温室气体通量形成机制复杂，受植被配置、土壤类型、气候条件及管理措施等多因素交互影响，呈现显著的时空异质性^[8]。现有研究多聚焦单一气体或短期效应，缺乏对 CO₂、CH₄ 与 N₂O 多气体耦合机制的系统认知。

团聚体作为土壤结构基本单元，通过塑造土壤孔隙网络与微域异质性，耦合碳分解、氮循环与甲烷代谢等生物地球化学过程，对 GHG 的产生、转化与传输具有基础性调控作用^[9-10]。其研究的科学意义体现在：（1）可整合孔隙结构^[11-12]、有机质保护^[13-14]、微生物栖息地^[15]等多维信息，系统解释物理隔离、化学保护与生物转化对温室气体的耦合效应；（2）它直接响应并可解释根系活动^[16]、凋落物输入^[17]、土壤动物扰动^[18]及管理措施^[19]等生物—非生物相互作用；（3）对耕作、施肥、植被配置等管理措施响应敏感，是实现温室气体精准调控的可量化因素^[20-21]。在上述多重作用中，团聚体稳定性决定了孔隙网络的持久性、有机质保护的有效性及微生物活性的时空分布，是连接结构改变与功能响应的关键纽带。因此，本文聚焦团聚体稳定性影响农林复合系统 GHG 排放的机制、规律与调控途径，为实现气候效益优化提供科学依据。

1 土壤团聚体的形成与稳定性维持机制

1.1 团聚体形成的理论基础

土壤团聚体呈现层级演化特征：初级颗粒（黏、粉、砂粒）在静电、范德华力作用下与

氢键结合成微团聚体 ($<0.25\text{ mm}$) [10,22-23], 随后在有机胶结物、根系缠绕与真菌菌丝作用下聚合成大团聚体 ($>0.25\text{ mm}$) [11,24-25]。有机质的持久性胶结 (腐殖质、有机-矿物复合) 增强微团聚体稳定性, 瞬态黏质 (多糖、蛋白、根系分泌物) 促进大团聚体形成 [26]。农林复合系统中, 木本—作物根系的空间互补赋予团聚体独特的层级特征 [27]。深根木本通过根系分泌物与深层矿物相互作用, 使 20~40 cm 土层大团聚体比例较单作提高 15%~30%, 矿物结合有机碳含量增加 15%~25% [28-29]; 浅根作物强化表层团聚体网络, 使水稳定性大团聚体比例提高 10%~35% [22,25,30]。“底物转化—矿物筛选—物理稳定化”的理论框架: 易分解底物经微生物转化后被矿物基质选择性吸附进入稳定库, 而团聚体提供的物理屏障与扩散限制是实现有机碳长期稳定化的关键物理前提。这一机制解释了农林复合系统同时增强表层固碳速率与深层固碳稳定性的双重优势 [28]。

1.2 生物因素的调控作用

植物根系通过“物理-化学-共生”三元路径主导团聚体的形成与稳定 [31]。物理上, 根毛与细根缠绕效应与生长-收缩的机械作用增强大团聚体水稳性 [32], 但 Meta 分析显示根系密度与大团聚体比例的定量关系尚无一致结论 [33]。化学上, 根系和根际微生物分泌的胞外聚合物 (EPS) 与生物膜形成黏结层, 当 EPS 含量 $>2.5\text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ 时可显著提升团聚体稳定性 10%~25% [34-35]; 低分子有机酸促进有机-矿物复合与铁铝桥联, 高分子多糖与 EPS 提升颗粒间黏结 [36]。实证研究证实了这种双重效应: 在橡胶-作物复合系统中, 根系分泌的多糖使 0~10 cm 土层 EPS 含量较单作增加 30%~40%, 大团聚体比例提高 20%~25%; 在覆盖作物系统中, 细根生物量 ($0.5\sim1.2\text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}$) 使表层团聚体稳定性指标提升了 25%~40% [32,35]。

根系-微生物共生体系是团聚体稳定的关键生物驱动 [31,33,35]。丛枝菌根真菌 (AMF) 通过菌丝物理缠绕并分泌类球囊霉素相关土壤蛋白 (GRSP), 形成跨越土壤颗粒的“生物骨架”, 但其效应呈现显著的养分依赖性: 在低磷土壤 ($<10\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) 中可促进大团聚体比例提高 15%~35%, 而在高磷土壤 ($>30\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) 中效应不显著 [28,30-31]。在农林间作系统中, AMF 侵染率达 50%~70%, GRSP 含量增加 1 倍~1.5 倍, 促使 0~20 cm 土层大团聚体占比从 40% 提升至 60% [35]。细菌则主要在微团聚体尺度发挥作用: 革兰氏阴性菌通过分泌高分子 EPS 形成稳定的有机-矿物复合体, 使团聚体稳定性提升 10%~20%, 而革兰氏阳性菌效应不明显 [35,37]。这种“真菌主导大团聚体—细菌稳定微团聚体”的层级分工, 构成了农林复合系统团聚体结构的微生物调控基础。

凋落物的化学组成差异决定了有机碳在团聚体中的分配模式 [33,36,38]。木本凋落物因木质素含量高 (20%~30%), 分解缓慢且更利于矿物结合有机碳形成, 碳周转时间达 10~25 年; 而草本和作物残体 (木质素 $<15\%$) 更快进入颗粒有机碳库, 驱动 1~3 年周期的大团聚体更新 [38]。木本凋落物使 20~40 cm 土层矿物结合碳增加 $0.5\sim1.2\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 土, 而作物秸秆使 0~10 cm 土层颗粒有机碳增加 $1\sim2\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 土 [33]。凋落物分解过程对团聚体的影响呈现阶段性特征: 分解初期无显著效应, 但在分解中后期产生的腐殖质与多糖通过氢键结合显著促进团聚体稳定性 [36]。土壤动物作为凋落物分解的重要参与者, 通过生物孔隙与肠道消化形成粪粒, 在腐殖质丰度高的土壤 (有机质 $>3\%$) 中促进团聚体生成, 使稳定性提高 15%~30%, 但在沙质贫瘠土壤 (有机质 $<1\%$) 中无显著效应 [37]。此外, 放线菌参与微团聚体有机质结合的机制仍存在争议 [39]。

1.3 管理措施的影响

植被配置通过增加有机质输入与根际胶结来强化团聚体稳定性 [36,38]。豆科固氮、禾本科高根密度、深浅根协同和覆盖作物等通过增加有机质输入与根际黏质, 强化物理缠绕和生物胶结, 提高水稳性团聚体的平均质量直径 (MWD) 和几何平均直径 (GMD) (表 1), 常伴

随大团聚体比例上升 10%~35%^[28]。实证研究显示了显著的协同效应：农林复合系统中，豆科固氮与高根密度协同，使 0~30 cm 土层的 MWD 增加 40%以上，>2 mm 团聚体比例提高 25%；深浅根协同使团聚体稳定性指数提升 20%~35%^[4,32-33]。然而，这类措施存在 N₂O 增排风险：豆科固氮系统因生物固氮而增加土壤活性氮库，N₂O 排放增加 15%~30%，当配合高氮肥投入时（如豆科残体还田后追施氮肥），N₂O 排放可能累积增加 25%~45%^[4,32]。因此，在利用植被配置提升团聚体稳定性的同时，需通过优化氮素投入时机与用量、配合硝化抑制剂等手段，平衡固碳与控氮的双重目标。

与依赖生物过程的植被管理不同，生物质炭施用通过物理化学改良直接调控土壤结构与气体通量，且呈现显著的阶段性效应：短期（<1 年）以碱性中和与表面吸附作用为主，减少可用氮底物，使 N₂O 排放降低 15%~35%，同时孔隙结构初步改善促进通气性提升；中期（1~3 年）随生物质炭表面氧化与生物膜定殖，吸附和生物胶结作用增强，水稳性团聚体比例提高 10%~25%，通过优化孔隙分布和降低厌氧微域，使 N₂O 排放在第 2 年进一步降低 20%~40%^[8,40]；长期（>3 年）以多孔骨架与表面官能团驱动的结构与化学耦合为主导，大团聚体比例累积提高 20%~30%，N₂O 减排效应稳定维持在 25%~35%^[8,40]。然而，这些效应受土壤质地与 pH 强烈制约：在农林复合系统黏质土中，施用生物质炭可使第 1 年 N₂O 排放降低 30%，第 3 年大团聚体比例提高 20%；但在砂质土（砂粒>70%）中，因持水能力和胶结基质不足，减排效应减弱至 8%~12%^[4]。在覆盖作物系统中，生物质炭配施于黏质土中团聚体稳定性提升（25%~30%）显著优于砂质土（10%~15%），对应的 N₂O 削减幅度分别达 28% 和 12%^[41]。综合分析表明，水稳性团聚体比例显著提高伴随 N₂O 排放下降^[42]，这证实生物质炭通过改善土壤结构实现了协同减排，且这种耦合效应随时间推移逐步强化并受土壤基础性质调控。

耕作方式作为最直接的物理扰动措施，对团聚体稳定性与温室气体排放产生即时影响。深耕通过破坏大团聚体、释放受物保护有机碳，触发 CO₂ 脉冲（短期排放增加 25%~50%）；相反，保护性耕作（少耕、免耕）通过减少扰动、保留表层团聚体与作物残体，有利于碳固持与水稳性维持，使大团聚体比例提高 15%~30%，有机碳储量增加 0.4%~1.0% Mg·hm⁻²·a⁻¹^[43]。然而，免耕的减排效应存在环境依赖性：在通气性较差的土壤与湿润期，免耕可能因厌氧微环境的形成使 N₂O 排放增加 15%~40%^[44]。在农林免耕系统中，连续 3 年免耕使 0~15 cm 土层大团聚体比例增加约 25%，有机碳储量增加 0.6 Mg·hm⁻²·a⁻¹，但湿润期（土壤含水量>70%）N₂O 排放较翻耕增加 30%^[43]。这种权衡效应凸显了免耕需与作物管理、氮素优化及覆盖作物等措施协同优化，以最大化固碳效应并降低温室气体增排风险。尽管上述研究揭示了单项管理措施的作用规律，但农林复合系统的实践需求与现有知识之间仍存在显著差距。

2 团聚体稳定性对温室气体排放的影响机制

2.1 对 CO₂ 排放的影响机制

团聚体通过物理保护、扩散调控和温敏调制调控 CO₂ 排放（图 1）。物理保护降低微生物、酶与底物的接触概率，抑制颗粒有机碳向可溶性有机碳的转化，从而减缓分解速率^[12,39]。扩散调控机制表现为团聚体对孔隙网络结构的重塑改变了 O₂ 和 CO₂ 扩散系数，进而影响微生物呼吸的底物—O₂ 供应平衡^[15]。温敏调制机制则体现在团聚体保护降低了碳库对温度变化的响应敏感性：受团聚体保护的碳库表现出较低的温度敏感性（Q₁₀=1.6~2.3），明显弱于游离有机碳（Q₁₀=2.5~3.5），呈现对升温矿化的“钝化”效应^[45]。这三种机制相互耦合，共同构成了团聚体调控 CO₂ 排放的完整框架。

物理保护效应在不同粒级团聚体中呈现显著的层级分异。微团聚体内矿物结合有机碳周

转时间约为 40~200 年^[12,39]，构成 CO₂ 减排的核心“物理屏障”，可使矿化速率降低 20%~50%^[39]；相比之下，大团聚体包埋的颗粒有机碳周转期仅 3~12 年，但受团聚体保护的有机碳占土壤有机碳的 30%~60%^[46]。农林复合系统的实证研究证实了这种层级效应：在橡胶—茶叶复合系统中，大团聚体内颗粒有机碳矿化速率较游离颗粒有机碳降低 35%~55%^[47]；在核桃—小麦系统中，微团聚体内矿物结合碳贡献了 0~40 cm 土层碳库的 55%~65%^[16]。这种“微团聚体长期稳定—大团聚体快速周转”的分工机制，使农林复合系统兼具表层快速固碳与深层长期封存的双重优势。

团聚体稳定性的动态变化对 CO₂ 排放产生即时影响。当团聚体因耕作等扰动破碎时，受保护的有机碳暴露于分解者，微生物—底物接触概率急剧增加，矿化速率可瞬间提高 2 倍~4 倍，CO₂ 峰值通常出现在扰动后 5~12d^[48]。这种“物理破碎-碳暴露-微生物激发”的级联效应，是解释耕作后 CO₂ 脉冲排放的核心机制。然而，这一过程在农林复合系统中表现出更高的空间复杂性：不同于均质农田，复合系统因植被配置导致的土壤结构空间异质性（如行间、树冠下、作物根际）可能显著影响扰动后的 CO₂ 排放模式，但相关研究仍较少。此外，团聚体保护对温度敏感性的调制作用进一步影响了 CO₂ 排放的季节性动态，但这种“物理保护—温度响应”的耦合效应在不同气候区的表现规律尚需系统验证。尽管上述机制框架已初步建立，但定量解析团聚体尺度的 CO₂ 通量构成仍面临方法学挑战。

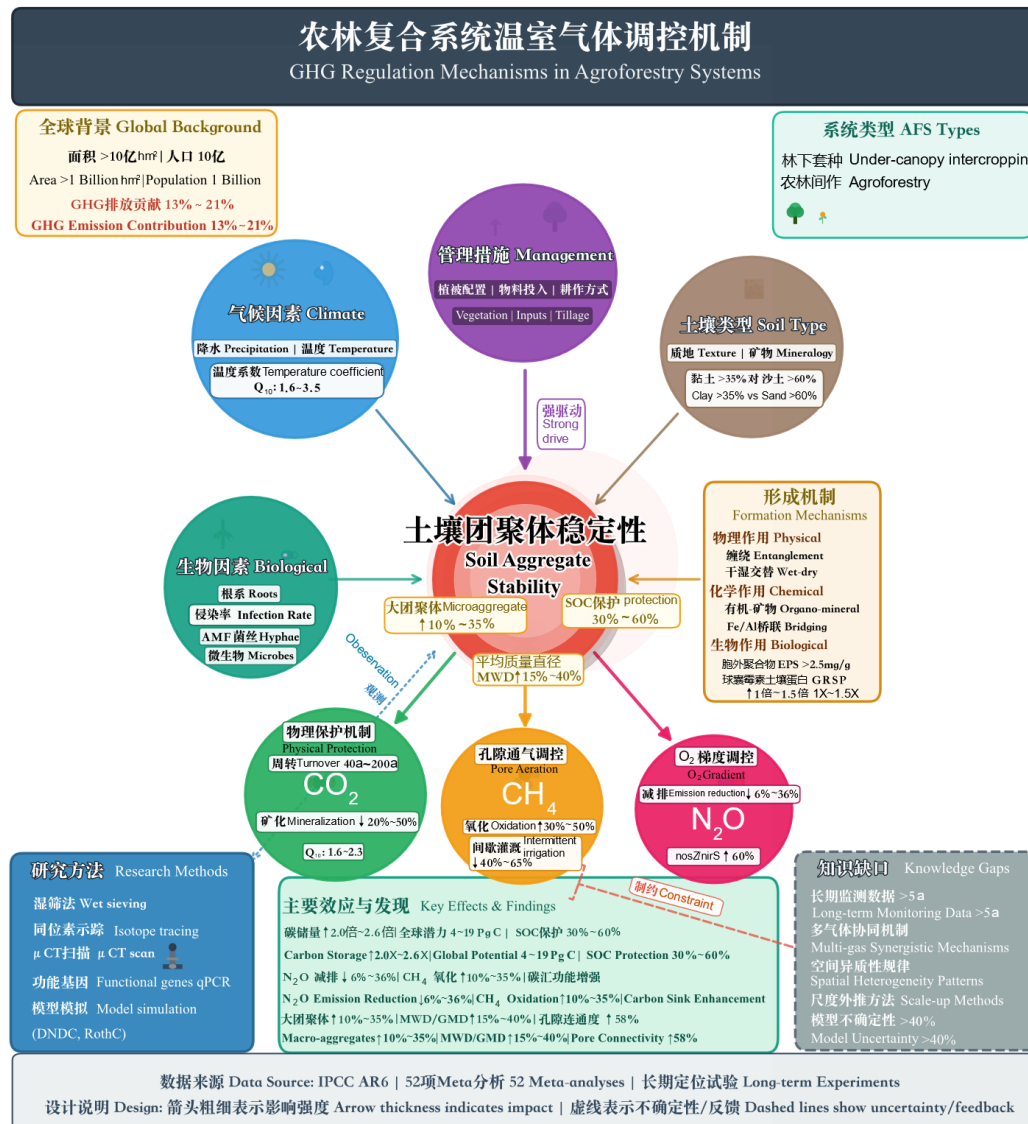


图 1 土壤团聚体介导的农林复合系统温室气体调控机制概念框架图（以彩图发表）

Fig. 1 Conceptual framework of soil aggregate-mediated greenhouse gas regulation in agroforestry systems

2.2 对 CH₄ 通量的调控作用

团聚体通过重塑孔隙尺度分布与通气环境来调节 CH₄ 的产生—氧化平衡（图 1）。孔隙结构决定 O₂ 扩散的空间异质性：大孔隙（>30 μm）提供好氧微环境，有利于甲烷氧化菌活性与硝化作用；微孔隙（<10 μm）易形成厌氧微域，促进产甲烷与反硝化过程^[15]。据此，团聚体内部常呈现“好氧外壳—厌氧核心”的嵌套结构：外层为 CH₄ 氧化主区，内核为 CH₄ 产生主区；CH₄ 与 N₂O 因受相反的氧化还原需求而呈现差异化环境响应。改善通气条件通常增强 CH₄ 氧化，但也可能强化硝化并增加 N₂O 风险；通气受限则抑制 CH₄ 氧化，而在适度厌氧条件下易触发不完全反硝化，导致 N₂O 排放上升^[11,15]。同时，干湿交替通过改变空气填充孔隙度与有效扩散通路，塑造短时“热点—热时段”，对瞬时 CH₄ 通量方向与幅度具有决定性影响^[11,15,21]。

团聚体对 CH₄ 通量的调控具有显著的水分依赖性。在农林复合系统中，旱地结构稳定、通气良好的团聚体为甲烷氧化菌提供持续的 O₂ 供给，使土壤通常表现为 CH₄ 汇；改良土壤结构可使 CH₄ 净吸收增加 30%~50%^[7]，而压实或通气受限会显著降低 CH₄ 氧化能力^[21]。在此类系统中，中等含水量水平最有利于 CH₄ 氧化；当土壤接近饱和或持续干旱时，分别因扩散受限或底物匮乏而降低氧化速率。此外，在淹水环境下，团聚体内部的 O₂ 梯度决定了源汇功能的空间分异：厌氧核心区主导产甲烷，而好氧外缘区承担甲烷氧化，二者对孔隙尺度和水分状态极为敏感^[15]。管理措施可通过调控这一本底平衡实现减排：间歇灌溉通过缩短强厌氧持续时间，可将水田 CH₄ 净排放量降低 40%~65%，但需权衡 N₂O 排放风险与产量稳定性^[49]；生物质炭的施用通过提高团聚体稳定性与通气性、优化孔隙连通性并提供微生境异质性，进一步提升 CH₄ 氧化潜力^[40-41]。这种“结构改良—O₂ 供应—微生物过程”的级联效应，为旱地与水田系统的差异化 CH₄ 管理提供了机制依据。尽管现有研究揭示了团聚体结构—温湿动态—气体通量之间的若干关键环节，但在多物种、多层级的农林复合系统中，团聚体“扩散—反应”参数的时空动态尚未被充分约束，过程归因与生物干预作用尚不清晰，团聚体尺度过程向田块乃至景观尺度的放大效应仍缺乏长期原位观测和多模型交叉验证，亟需作为后续研究重点。

2.3 对 N₂O 排放的影响路径

团聚体微尺度 O₂ 梯度决定 N₂O 的生成与还原^[11,50]。团聚体通气良好区域以硝化作用为主，产生的 NO₃⁻ 向内部扩散；而内核 O₂ 受限区反硝化成为主导，NO₃⁻ 被还原为 N₂O 或 N₂^[50]。这一梯度的突变程度受环境因子强烈调控：水分状态影响 O₂ 扩散速率与厌氧体积比例，pH 则通过调节 N₂O 还原酶（*nosZ*）活性影响 N₂O 向 N₂ 的还原^[51]。因此，团聚体微域的 O₂ 梯度与电子受体利用共同决定了 N₂O 的净排放强度。

不同粒径团聚体因 O₂ 扩散路径与厌氧体积比例差异，表现出显著的 N₂O 产生尺度效应。利用 X 射线 CT 结合 ¹⁵N 示踪的研究证实：2~5 mm 团聚体具有最高的 N₂O 产生速率，显著高于 <0.25 mm 团聚体和 >5 mm 团聚体^[11]，说明厌氧体积与底物扩散通道的并存可促进不完全反硝化。总体规律可归纳为：（1）<0.25 mm 团聚体极度厌氧且底物扩散受限，以完全反硝化为主，N₂O:(N₂O+N₂)=0.15~0.30^[50]；（2）0.25~2 mm 团聚体具有明显的好氧—厌氧界面，硝化—反硝化耦合强，N₂O:(N₂O+N₂)=0.40~0.65^[11,50]；（3）2~5 mm 团聚体局部厌氧并伴随一定 O₂ 渗透，N₂O:(N₂O+N₂)处于中等水平^[11]；（4）>5 mm 团聚体以好氧微域为主，仅中心孔隙呈厌氧，N₂O 产生强度相对较低^[10,50]。这种尺度依赖性揭示了团聚体粒径分布对田块尺度 N₂O 排放的决定性作用。

水分动态触发的团聚体结构变化是 N_2O 脉冲排放的关键机制^[51-52]。干湿交替、降雨或灌溉导致团聚体部分崩解并释放被物理保护的无机氮与碳底物，同时改变 O_2 扩散路径，诱发短时高强度的“脉冲式” N_2O 排放^[53]。在滴灌玉米试验中，灌水后 24 h 内 N_2O 通量峰值达 $720 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$ ，占生育期总排放量的 18%~22%，且与 $<2 \text{ mm}$ 团聚体破碎率呈显著正相关^[52]。这种“团聚体破碎—底物暴露— O_2 波动”的动态过程解释了 N_2O 排放的高度时间变异性。施氮后，铵态氮与硝态氮在团聚体内外的时空分布差异，再叠加干湿交替和结构重组，可进一步放大此类脉冲^[54]。因此，管理措施的时机选择对 N_2O 减排至关重要。

农林复合系统中根际碳输入与团聚化过程的交织使 N_2O 调控更为复杂^[24-25]。在间作或套作系统中，根系分泌物促进微生物活性并改变功能基因表达，通常提高 *nosZ:nirS* 基因丰度比值，增强 N_2O 还原为 N_2 的潜力，从而降低 $\text{N}_2\text{O}:(\text{N}_2\text{O}+\text{N}_2)$ 比值^[23]。在温带杨树—小麦带状间作体系中发现，树行 0~5 cm 土层 *nosZ:nirS* 比值提高 45%~60%，对应的 $\text{N}_2\text{O}:(\text{N}_2\text{O}+\text{N}_2)$ 由单作的 0.55 降至 0.33^[55]；然而，根际富集的可利用碳也可能产生相反效应：在施肥或降雨后，根际碳激发微生物活性，触发更强的短时 N_2O 峰值，但施肥后 3~7 天的瞬时 N_2O 峰值仍较单作高 30%~50%^[55]。这种“长期抑制—短期激发”的双重效应，反映了根际—团聚体—微生物三者空间耦合的动态复杂性。此外，准确解析 N_2O 产生路径与调控机制需要多种示踪工具的集成应用。然而，在农林复合系统中整合这些技术方法仍面临挑战^[24-25,56]：（1）如何在树行、行间和根际中定量分析干湿交替或施肥触发的 N_2O 脉冲及其驱动机制；（2）不同植被配置下根际、团聚体与微生物的三维空间互作如何影响 N_2O 源汇功能；（3）团聚体尺度过程向田块乃至景观尺度的放大效应缺乏长期原位观测和多模型交叉验证。

3 农林复合系统管理措施的温室气体调控效应

3.1 林下套种模式的影响

林下套种是指在林冠覆盖下或行间空间，与主栽树种在时间与空间上套作/间作作物或覆盖作物的配置方式，依托物种功能互补提升资源利用效率与生态位分化，从而增强系统碳汇并调控 GHG 排放^[16,23]。在管理层面，行间与“林冠+行间”生物覆盖是关键杠杆，叠加带状生物质炭和分区施肥（控释/硝化抑制剂、分时分区）可通过截留并再分配无机氮、缓释根际碳输入、稳定水热、促进根道宏孔与孔隙连通，缩短强厌氧持续时间并缓解扩散受限，进而提升 CH_4 氧化、抑制 N_2O 形成，同时增强团聚体稳定性与碳固持。其核心机制可概括为“固氮—深根—高根密度”的组合：豆科作物通过生物固氮增加氮素输入并提高根际碳分泌，深根本在 20~60 cm 土层维持较高含水量并降低大团聚体破碎率 20%~30%，须根—豆科作物系统则增加表层大团聚体比例及 MWD 的 15%~25%^[7,12]。然而，不同物种组合与管理措施下的协同或权衡效应差异显著，需系统解析其作用规律。林下套种对团聚体稳定性的提升与碳固持效应呈现显著协同效应。在枣树—多年生黑麦草条带间作体系中，0~40 cm 土层有机碳含量较单作枣园提高约 36%， $>0.25 \text{ mm}$ 水稳性大团聚体比例增加 4%~6%，且田间持水量提高近 15%^[57]。鉴于不同物种组合与管理措施间协同/权衡差异显著（如边际带“热点”排放），亟需在不同空间单元（林冠下、边际带、行间）上量化上述机制的相对贡献并实现参数化，以支撑农林复合系统的优化设计与精准管理。

林下套种对温室气体排放的影响呈现“ N_2O 可控减排— CH_4 氧化增强”的总体特征^[12,57-58]，但需警惕固氮带来的 N_2O 增排风险。Meta 分析显示，谷物—豆科套种可将土壤 N_2O 排放平均削减 18%（在碱性土壤中削减幅度达 28%），而对 CO_2 与 CH_4 的平均影响不显著^[23]。然而，豆科固氮也可能触发 N_2O 增排：在亚热带柚木—花生套种林地，花生固氮使表层全氮提高 21%，但 N_2O 年累积排放量上升约 35%^[58]。管理措施可有效缓解这一权衡：施用含硝化抑制剂的缓释尿素可将 N_2O 排放降至对照的 0.6 倍~0.8 倍，并维持 15% 的总生物

量增益^[58]。在 CH₄ 调控方面，林下套种通过提升 > 2 mm 团聚体比例与孔隙连通度，使 CH₄ 氧化速率提高约 40%；土壤—大气扩散占比由 62% 降至 48%，而微生物氧化贡献升至 38%^[7]。这表明改善土壤结构可同步增强 CH₄ 汇功能。

林下套种所形成的空间异质性既是生态功能多样性的来源，也对精准管理提出挑战。以油茶—花生为例，行间 0~0.5 m 的“边际带” N₂O 峰值通量为林冠中心的 1.7 倍^[59]，反映了根际碳氮输入、土壤水分与温度的显著空间分异。该特征提示须开展高分辨率监测并实施分区化管理。当前研究仍存在关键研究缺口：（1）如何精确配置树种—作物组合以最大化团聚体稳定性增益并最小化 N₂O 排放风险，仍缺乏长期（>5 年）验证与参数化设计方式；（2）如何通过优化农林配置（行距、密度与耕作方式等）主动调控根际孔隙连通度以增强 CH₄ 氧化，缺乏可操作的技术体系；（3）边际带、林冠下、行间等微生境的温室气体通量如何延伸到田块尺度，以及不同气候区、土壤类型下的外推规律尚不明确，亟需高分辨率通量观测与多模型（扩散—反应、过程模型与数据同化）交叉验证支撑。

3.2 生物质炭施用的综合效应

生物质炭通过“物理成核—化学键合—生物栖位”机制提高团聚体稳定性^[40]。高温炭（≥ 600 °C）因芳香化程度高，在最初 6 个月内通过 pH 缓冲与铵态氮吸附使 N₂O 排放降低 30%~50%；低温炭（≤ 450 °C）可短暂提高微生物呼吸 15%~25%，但 6~12 个月后对团聚体稳定性的提升幅度（以 GMD 计）较高温炭高 10%~15%^[40,59]。实证研究证实了这种短期效应：在杨树—玉米间作黑土施用竹炭后一年内 >0.25 mm 团聚体由 52% 升至 67%，N₂O 累积排放量降低 28%^[8]；在酸性红壤柑橘与绿肥系统中，550 °C 秸秆炭削减 42% N₂O 排放^[41]。生物质炭的长期（>5 年）效应呈现“固碳持续—减排衰减”的分异特征。少数长期研究显示，核桃—小麦系统施用玉米秸炭 5 年，有机碳年净固存率保持在 0.8~1.2 t·hm⁻²·a⁻¹，但 N₂O 减排效应为初期的 40%~60%^[59]。这种衰减可能源于：（1）生物质炭表面官能团的氧化与钝化降低了对铵根离子的吸附能力；（2）团聚体结构的长期稳定使厌氧微域比例相对稳定，削弱了对反硝化过程的持续抑制；（3）本底氮素周转逐渐成为主导，稀释了生物质炭的相对贡献^[40]。因此，长期应用生物质炭需考虑周期性补施或与其他措施协同。

生物质炭与化肥或有机物料的协同施用可放大温室气体减排效应并提高养分利用效率^[40,59]。生物质炭与化肥配施可使氮肥利用效率提高 12%~18%，N₂O 排放强度（单位产量）下降 22%~35%^[8,59]，机制在于生物质炭的孔隙结构延缓氮素气态释放并减少氮淋失。与有机物联用时效应更为显著：在苹果—三叶草系统中，生物质炭配施堆肥使 CO₂ 峰值降低 28% 并延长碳停留时间^[40]，体现了生物质炭稳定与有机物活性炭源的互补效应。这种协同策略为农林复合系统的养分与温室气体综合管理提供技术途径。此外，生物质炭效应受土壤类型制约：黏粒 > 35% 的黏质土通气孔隙度提高 40%~55%，N₂O 减排 25%~38%；而砂壤土（砂粒 > 60%）各指标仅约为其 50%^[41]，反映了黏质土对孔隙结构改良的更高响应。然而，复合系统中生物质炭如何与绿肥、林下凋落物等多源有机质协同影响团聚体形成与温室气体排放，以及不同植被配置下生物质炭的最佳施用量、施用深度与周期，缺乏长期碳氮耦合机制的定量探究。

3.3 耕作管理的调控作用

深耕通过破坏团聚体结构触发显著的 CO₂ “突释”效应^[12,48]：耕后 CO₂ 通量达 150 CO₂·mg·m⁻²·h⁻¹，为免耕的 2.1 倍；据此估算，14 天累积排放较免耕增加约 0.26 t·hm⁻²^[60]。这种脉冲排放的时间动态反映了团聚体破碎、有机碳暴露与微生物响应的级联过程。降低扰动强度可起到减缓作用：浅旋耕（12 cm）配合秸秆覆盖可将团聚体破碎率降低 40%，使 CO₂ 脉冲减半^[48]，表明耕作深度与表面覆盖的优化可以有效缓解碳损失。

保护性耕作（免耕、少耕）通过减少扰动、维持团聚体结构，在大多数情况下表现出显著的减排与固碳效应^[12,48,60]。Meta 分析表明，保护性耕作平均可将翻耕土壤 CO₂ 排放减少 21%，在干旱沙质土中减幅扩大至 29%^[61]；免耕 3 年以上可使 0~20 cm 大团聚体比例提高 17%，有机碳增加 0.32 Mg·hm⁻²·a⁻¹^[43]。然而，这种效应存在显著的环境依赖性：在长江流域水稻—茶树复合湿润、通气性差的土壤中，免耕导致的孔隙堵塞与厌氧微域扩大可使 N₂O 排放升高 25%~45%^[21,23]。这种 CO₂ 减排与 N₂O 增排的权衡效应，源于免耕改善的团聚体稳定性在湿润条件下促进了不完全反硝化过程。

条带耕作通过空间分异管理实现减排与生产的协同。旱作玉米采用条带耕作（30 cm 扰动带+60 cm 保留带）使 N₂O 排放较常规面耕低 35%，产量无显著下降^[54]，体现了局部耕作与整体保护的优势。深耕与深根作物轮作则针对深层土壤固碳：在桃园 20~40 cm 定向施堆肥，可使该层有机碳增加 0.3~0.5 g·kg⁻¹·a⁻¹，部分抵消表层损失^[16]。这些策略的核心在于耕作、覆盖、灌溉与作物配置的系统优化。然而，当前研究仍存在不足：保护性耕作在湿润、通气性差的农林复合系统中如何通过精准灌溉、覆盖作物或条带耕作等措施协同优化，以降低温室气体排放风险，缺乏长期多因素交互试验与定量化管理研究。

4 区域差异特征与环境响应

4.1 气候条件的影响

降水是 GHG 排放的首要调控因素^[21,23]。亚热带湿润区年土壤 CO₂ 排放量为 7.8~11.8 t·hm⁻²，显著高于半干旱区的 4~6 t·hm⁻²^[62]。季节动态呈现显著的水分驱动特征，在雨季（6—8 月），N₂O 排放占全年 55%~70%；一次 > 30 mm 的降雨后 72 h 内 N₂O 峰值可达 180~250 μg·m⁻²·h⁻¹，为旱季的 8 倍~12 倍^[63]，说明降雨触发的厌氧微域扩张与底物释放是 N₂O 脉冲排放的关键机制。半干旱区虽总体碳周转较慢，但降雨触发的“再润脉冲”对 CO₂ 和 N₂O 释放具有强驱动效应^[48,53]。温度则通过调控酶活性影响呼吸速率，受团聚体保护的碳库表现出较低的温度敏感性^[45]。在东北针阔混交一大豆系统中，春季融冻（3—4 月）使大团聚体破碎率提高约 20%，贡献了全年 N₂O 排放的 30%~40%^[53]。极端天气事件通过改变团聚体水分状态与孔隙 O₂ 环境，触发温室气体的脉冲排放^[53]。持续淹水显著提高厌氧持续时间，提高 CH₄ 和 N₂O 排放风险：在泥炭地 15 天连续淹水期间，CH₄ 峰值约为常态的 8 倍，累积 N₂O 增至对照的 2 倍以上^[64]。热浪叠加干旱后的首次降雨易触发 CO₂ 与 N₂O 双脉冲：干旱期脉冲幅度通常为平季的 3 倍~6 倍^[53]。极端降雨的单次贡献可达全年排放的显著比例^[63]。这些短期事件的累积效应在年度碳氮收支中不可忽视，但其频率与强度在气候变化背景下呈上升趋势，增加了排放预测的不确定性。

未来气候变化背景下，CO₂ 浓度升高与温度上升对团聚体温室气体系统产生相反的驱动力。开顶式空气 CO₂ 富集试验表明，提高大气 CO₂ 浓度可通过强化根系碳输入促进团聚体形成：在杨树—大豆复合系统中，细根生物量增加 22%~38%，团聚体的 MWD 提高 15%~20%^[65]，机制在于 CO₂ 升高增加了根系分泌物与 EPS 的分泌，增强了生物胶结作用。然而，升温则加速碳分解并削弱碳汇增益：若同时增温 2 °C，土壤呼吸 Q₁₀ 可由 2.1 升至 2.6，净碳汇增益下降 35%~40%^[45]。二者的净效应取决于氮、水分限制及团聚体结构的响应：在氮充足条件下，CO₂ 升高促进的生物量增长与团聚体稳定性可部分抵消升温导致的碳损失；但在氮限制或干旱条件下，升温效应占主导^[38,65]。尽管大量研究揭示了水热格局和极端事件的影响规律，但基于团聚体过程的定量预测能力仍显不足。

4.2 土壤类型的差异响应

土壤质地决定团聚体形成机制及 GHG “基线”^[9,39]。在富含铁铝氧化物的红壤柑橘园

(黏质土)中,矿物结合态有机碳约占有机碳的50%,年土壤呼吸相对较低(6~7 t·hm⁻²);然而,通气受限促使N₂O年排放达2.5~3 kg·hm⁻²,高于砂壤核桃园的1.8 kg·hm⁻² [62,64]。这源于黏粒与铁铝氢氧化物促成微团聚体保护而抑制CO₂,增加N₂O潜势[39,66]。因此,土壤质地决定了温室气体调控的基本方向:黏质土需侧重N₂O减排,砂质土需强化固碳。在砂壤土核桃园一次性施入30 t·hm⁻²堆肥后,>2 mm团聚体比例由38%升至55%;而在壤质土中仅由52%升至61%,显示边际效应明显[41]。这种差异源于低有机碳(<10 g·kg⁻¹)的砂壤土因缺乏有机胶结物,对有机物或生物质炭的增碳与团聚效果最敏感[28]。由此,可知砂质土应优先施用大量有机物料以提升团聚体比例,而高有机碳土壤应侧重施用生物质炭等稳定性物料,改善团聚体内部孔隙结构,而非单纯追求有机碳总量增加。土壤类型的差异响应在田块尺度内进一步表现为显著的空间异质性:在半干旱苹果园,树干近旁N₂O热点与行间CH₄吸收冷点交错,N₂O年排放在树干0.5 m处较2.5 m处高50%以上,空间变异系数达45%~60%[63]。这种空间异质性对温室气体精准核算提出了挑战,未来需开展多站点、长期空间监测,获取不同土壤类型与系统配置下温室气体排放的“热点/冷点”形成与演变数据库,并建立“土壤属性—植被配置—温室气体通量”的空间预测模型。

5 研究方法与技术进展

5.1 团聚体稳定性评价方法及其与温室气体排放的关联

团聚体稳定性评价是理解其调控温室气体排放机制的基础。Yoder法[9,67]与Le Bissonais法[68]通过MWD、GMD、稳定性指数(KSI)等指标量化团聚体稳定性(表1),其中Le Bissonais法的MWD变异系数显著低于Yoder法,具有更佳的重复性[69]。这些稳定性指标与温室气体排放密切相关[16]。这种关联性源于稳定团聚体对有机质的物理保护作用及其内部厌氧微域对反硝化过程的调控效应。为深入理解团聚体稳定性与温室气体排放的耦合机制,新兴技术将团聚体评价体系从单一稳定性指标扩展到“结构—功能—排放”的多维度耦合分析:X射线显微计算机断层扫描(μCT)技术可实现团聚体内部孔隙结构的三维成像,揭示孔隙连通性与CH₄氧化速率的正相关关系[70];激光衍射(LD)粒径测定技术不仅将测定效率提高80%[71],还可与稳定同位素示踪技术结合,精确量化不同粒级团聚体的碳循环特征,研究发现>0.25 mm团聚体中新碳贡献率达19%,且该粒级团聚体的CO₂排放速率较<0.25 mm团聚体低30%~40% [46,71-72]。这些技术的整合应用可定量解析农林复合管理措施如何通过改变团聚体粒级分配和稳定性影响温室气体通量。然而当前研究中振筛装置与参数设置的差异导致不同研究结果难以直接对比,制约了跨区域、跨系统的比较研究,因此亟需建立标准化的测定方法体系,为准确评估团聚体稳定性对温室气体排放的调控作用提供技术保障。

表1 常用土壤团聚体稳定性评价指标汇总

Table 1 Summary of commonly used evaluation indices for soil aggregate stability

稳定性特征 Characteristics of stability	指标表征 Indicator characterization	生态学特征 Ecological characteristics	常用场景 Common application scenario	参考文献 References
平均质量直径 (MWD)	数值越大,团聚体越 稳定性;受粒径分布 于黏结作用共同影响	与入渗、抗蚀、 保水与碳保护相 关	耕作、施肥与覆盖 等管理措施对结构 影响评估;侵蚀敏 感性研究	[67]

几何平均直径 (GMD)	对细小团聚体变化更敏感；数值越大越稳定	反映土壤细碎化程度与微团聚体动态	微团聚体稳定性评估；干湿循环、冻融等扰动	[68]
团聚体稳定性指数 (ASI)	数值越大代表稳定性越强；阈值与算法不同意，需在方法中注明采用的公式	综合反映抗水蚀和抗机械破碎能力	比较干筛与湿筛结果；评估农业管理措施对土壤结构的综合影响	[73]
可分散黏土百分比 (DCP)	数值越低，水稳性越好	反映土壤胶体分散潜能；与钠离子含量正相关，指示结皮与分散风险	盐碱或钠质土壤分散性与灌溉水质评估	[74]
分形维数 (D)	D 增大（趋近 3）表明团聚结构更碎化、稳定性更差；常与 MWD/GMD 负相关	量化颗粒自相似分布；常与有机质含量负相关	退化土壤结构评估；机械扰动、侵蚀梯度分析	[75]
湿筛稳定性 (Kemper-Rosenau 法, MWD_wet)	数值越大，团聚体稳定性越好	直接反映水稳性大团聚体比例，与抗蚀性正相关	耕作、覆盖、改良剂对水稳性影响；土壤侵蚀风险评估	[76]
Le Bissonnais 指标	基于不同润湿/扰动预处理计算的稳定性（常报告为 MWD-LB）；可区分崩解机制（溃散、膨胀、机械破碎）	综合评估在情景化湿润条件下的水稳性	水蚀敏感性分级；耕作制度与土壤管理效果评估	[14]
水稳性团聚体比例 (WSA)	比例越高，稳定性越强；常指>0.25 mm 水稳性团聚体的质量百分比	与土壤抗侵蚀能力、微生物黏结作用和有机质密切相关	生态恢复与地力提升工程中的土壤质量监测	[77]
结构稳定性指数 (SSI)	常用定义： $SSI = 1.724 \times SOC / (\text{黏粒} + \text{粉粒}) \times 100\%$ ； 阈值示例：<5 很差、5~7 差、7~10 中、>10 好（需说明采用标准）	体现有机质与细粒组分的耦合关系；高值通常有利于团聚结构稳定与抗逆性	有机质管理（秸秆、堆肥与生物质炭等）对土壤结构的改善效果评估	[78]
孔隙连通性指数 (PCI)	数值越高，孔隙网络更连通；为团聚体稳定性的间接指示	反映通气性和水分传导效率，与根系、微生物活性相关	基于 CT 或图像分析的团聚体孔隙网络与根际微环境研究	[79]

5.2 温室气体监测技术在团聚体研究中的应用

准确监测温室气体排放是阐明团聚体调控机制的关键，这需要从田间到团聚体的多尺度技术集成。在田间尺度，动态箱测定的 N₂O 年通量平均较静态箱高 20%~40%，能更准确地

捕捉团聚体破碎后的脉冲排放^[80]，而涡度相关技术可连续监测生态系统尺度 CO₂ 交换，结合土壤呼吸分离技术可量化团聚体稳定性对土壤呼吸的贡献^[81]。为深入探究团聚体尺度的排放机制，高灵敏度检测技术显著提升了研究精度，其中可调谐二极管激光吸收光谱（TDLAS）和腔衰荡光谱（CRDS）将 CH₄、N₂O 检出限分别降低至 0.3 ppb 和 0.1 ppb，时间分辨率达 1 Hz^[82]，可精确测定不同粒级团聚体的温室气体排放速率。在此基础上，同位素指纹技术进一步区分了排放来源，利用 δ¹⁵N-与 δ¹⁸O-N₂O 分析表明，农林复合系统>2 mm 团聚体中硝化贡献约 35%，反硝化贡献约 65%^[56]；同时，功能基因定量揭示了团聚体尺度的微生物机制，华东农林复合系统土壤 *nosZ* 丰度较对照农田高 60%~90%，对应 N₂O:(N₂O + N₂)比值下降^[55]。尽管多尺度嵌套观测正成为发展趋势，但针对团聚体-温室气体关系的技术整合方案仍需进一步优化。

5.3 模型模拟与预测

涉及土壤团聚体的温室气体排放模型大体可分为过程模型、经验统计模型和机器学习模型,其中以过程模型为主,并呈现出从经验统计向显式(或半显式)描述团聚体微观过程转变的趋势(表 2)。多项研究表明,纳入反映土壤结构/团聚体的参数通常能够提升模拟精度^[83-88]。例如:反硝化—分解模型(DNDC)引入团聚体含氧体积分数后,对农林复合系统日尺度 N₂O 排放模拟的决定系数由 0.52 提高至 0.78^[83];每日一世纪模型(DayCent)加入“团聚体保护因子”后,20 年试验中的有机碳变化预测与实测相关性为 0.82,长期预测误差由 18%降至 11%^[84-85];社区陆地模型 4 甲烷模块(CLM4Me)嵌入基于团聚体孔隙结构的 O₂ 扩散参数,将高纬地区 CH₄ 排放模拟偏差由 45%降至 18%^[86]。这些模型不仅提升了预测精度,更为农林复合系统管理优化提供了有力的工具支撑:基于团聚体—温室气体耦合模型的情景分析表明,优化施肥与间作模式可在维持 95%产量的同时降低年 N₂O 排放 25%~30%^[87],而贝叶斯参数优化使全球土壤有机碳模型不确定度收窄 30%~40%^[88]。总体而言,能够系统考虑团聚体空间格局及其对气体迁移与反应影响的模型仍然稀缺,尤其缺乏针对农林复合系统空间异质性(如根系分布差异、凋落物输入的时空变异、水热条件的垂直梯度等)的新一代模型。建议发展具备多域多孔扩散—反应表述并与多尺度观测(室内微观、田间自动箱体、涡度协方差、遥感)耦合的数据同化框架,以持续提升模拟精度与预报能力。

表 2 土壤团聚体与温室气体 (GHG) 研究的主要方法学框架与适用性

Table 2 Main methodological frameworks and applicability of soil aggregate and greenhouse gas (GHG) research

核心要素 Key elements	方法或指标 Methods or Indicators	尺度或分辨率 Scale or Resolution	适用性 Applicability	参考文献 References
团聚体结构	Yoder 湿筛法	级分粒径 mm 级 (常见>2 mm、 2~1 mm、1~0.25 mm、<0.25 mm); 样品尺度	操作简便、重复性较好;但预处理与操作可能原始结构	[15]
	Le Bissonnais 法(快速湿润/慢润湿/机械扰动)	级分粒径 mm 级; 样品尺度	综合评估水稳性与崩解机制,指标全面;但耗时、需严格标准化	[15]

	μ CT 扫描	分辨率常见 5~50 μm ; 视野 mm-cm; 三维	无损三维孔隙—团聚体结构表征 (孔隙率、联通度、曲折度等); 设备昂贵, 数据分隔与定量分析复杂	[12]
	静态/动态箱法	小区—微地形尺度 (典型 0.01~1 m^2); 分钟—小时时间分辨率	成本较低、灵活、适合处理对比与事件驱动过程; 但空间代表性有限, 人工/边界效应与扰动需校正	[89]
温室气体通量	涡度相关	生态系统尺度 (km^2 水平); 连续长期	提供连续通量收支; 适合季节—年际变化与管理因子响应; 设备昂贵, 数据质量控制与足迹分析复杂	[90]
	激光光谱 (TDLAS/CRDS)	点位—系统组件 (ppb 级灵敏度); 与箱体/涡度/梯度系统耦合使用	多气体高精度同步测量; 需定期校准与稳定温控, 本身不直接给通量, 需与通量框架结合	[89]
	稳定性同位素示踪	分子—过程尺度; 事件—季节	区分硝化与反硝化来源; 分析成本高; N_2O : $\delta^{15}\text{N}$ 、 $\delta^{18}\text{O}$ 、 $\text{SP-}^{15}\text{N}$; CO_2 与 CH_4 : $\delta^{13}\text{C}$	[91]
过程溯源	功能基因定量 (<i>amoA</i> 、 <i>nirK/nirS</i> 、 <i>nosZ</i> clade VII; <i>mcrA</i> 、 <i>pmoA</i>)	微生物群落—微环境尺度	反映功能潜力与表达水平, 辅助解释过程; 但难以直接量化瞬时通量, 需与过程测定或同位素结合	[92]
	反硝化—分解模型 (DNDC)	田间—区域尺度; 日尺度	显式硝化、反硝化与水分—扩散控制; 可模拟 N_2O 与 CH_4 ; 参数较多、需本地化校准与结构假设检验	[83]
模型	每日一世纪模型 (DayCent)	生态系统—区域尺度; 日尺度—多年	多碳库与氮循环耦合, 适于长期有机碳与 GHG 评估; 对事件驱动短期脉冲响应较弱	[8]
	社区陆地模型 (CLM)	日—小时尺度	陆面过程一体化, 甲烷模块较完善; N_2O 过程相对简化, 农田管理需细化参数化与验证	[86]

6 结论与展望

土壤团聚体稳定性通过塑造孔隙与微域, 耦合碳分解、氮循环与甲烷代谢, 是农林复合系统协同增产与固碳减排的关键杠杆, 而管理措施 (套种/生物质炭/保护性耕作等) 又具有明确且突出的情景依赖效应。因此, 团聚体—农林复合生态系统—温室气体排放的机理、过程和调控仍处于起步阶段, 未来研究应优先聚焦于: (1) 阐明根系对团聚体形成与稳定的塑造作用, 量化不同植物及其分泌物的影响。在团聚体尺度上, 解析根际底物供应、 O_2 梯度与微生物功能群落的相互作用及其调控温室气体产生与排放的机制, 区分不同来源有机物对碳

物理保护与养分循环的贡献差异；(2) 发展原位成像与传感技术, 实时捕捉团聚体内部水气运移与微生物活动的动态。在此基础上, 整合从点位到田块乃至区域的通量观测网络, 实现对排放时空异质性的精准刻画。最终, 开发并完善耦合了土壤物理结构与生物地球化学过程的机理模型, 利用多源数据进行验证与优化；(3) 面向多样的农林复合模式与环境条件, 优化物种/配置、生物质炭施用、生物覆盖与水肥一体化等综合管理技术, 通过长期定位试验, 评估这些技术组合在保障生产力、提升土壤碳库和实现持续减排等方面的长期效果与经济可行性；(4) 探究极端气候事件如何通过破坏团聚体结构而触发温室气体脉冲式排放, 并评估其恢复潜力。利用经过充分验证的机理模型, 模拟并预测农林复合系统在未来不同气候变化情景下的碳氮循环与温室气体排放轨迹, 为制定前瞻性的适应策略提供决策支持。

参考文献 (References)

- [1] Shukla P R, Skea J, Slade R, et al. Climate change 2022: Mitigation of climate change[J]. Contribution of working group III to the sixth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, 2022, 10: 9781009157926.
- [2] IPCC. Climate change 2021: The physical science basis, the working group I contribution to the sixth assessment report[M]. Cambridge: Cambridge University Press, 2021.
- [3] Ramachandran Nair P K, Kumar B M, Nair V D. An Introduction to agroforestry: Four decades of scientific developments[M]. Cham: Springer International Publishing, 2021.
- [4] Gross C D, Bork E W, Carlyle C N, et al. Agroforestry perennials reduce nitrous oxide emissions and their live and dead trees increase ecosystem carbon storage[J]. Global Change Biology, 2022, 28(20): 5956-5972.
- [5] Zomer R J, Bossio D A, Trabucco A, et al. Global carbon sequestration potential of agroforestry and increased tree cover on agricultural land[J]. Circular Agricultural Systems, 2022, 2(1): 1-10.
- [6] Shrestha B M, Chang S X, Bork E W, et al. Enrichment planting and soil amendments enhance carbon sequestration and reduce greenhouse gas emissions in agroforestry systems: A review[J]. Forests, 2018, 9(6): 369.
- [7] dos Santos J V, Raimundo Bento L, Dias Bresolin J, et al. The long-term effects of intensive grazing and silvopastoral systems on soil physicochemical properties, enzymatic activity, and microbial biomass[J]. Catena, 2022, 219: 106619.
- [8] Sun J, Lu X R, Chen G S, et al. Biochar promotes soil aggregate stability and associated organic carbon sequestration and regulates microbial community structures in Mollisols from Northeast China[J]. Soil, 2023, 9(1): 261-275.
- [9] Tisdall J M, Oades J M. Organic matter and water-stable aggregates in soils[J]. Journal of Soil Science, 1982, 33(2): 141-163.
- [10] Six J, Bossuyt H, Degryze S, et al. A history of research on the link between (micro)aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics[J]. Soil and Tillage Research, 2004, 79(1): 7-31.
- [11] Kravchenko A N, Guber A K, Quigley M Y, et al. X-ray computed tomography to predict soil N₂O production via bacterial denitrification and N₂O emission in contrasting bioenergy cropping systems[J]. Global Change Biology Bioenergy, 2018, 10(11): 894-909.
- [12] Six J, Elliott E T, Paustian K. Soil macroaggregate turnover and microaggregate formation: A mechanism for C sequestration under no-tillage agriculture[J]. Soil Biology & Biochemistry, 2000, 32(14): 2099-2103.
- [13] Six J, Paustian K, Elliott E T, et al. Soil structure and organic matter: I. Distribution of aggregate-size classes and aggregate-associated carbon[J]. Soil Science Society of America Journal, 2000, 64(2): 681-689.
- [14] Lehmann J, Kinyangi J, Solomon D. Organic matter stabilization in soil microaggregates: Implications from spatial heterogeneity of organic carbon contents and carbon forms[J]. Biogeochemistry, 2007, 85(1): 45-57.
- [15] Young I M, Crawford J W. Interactions and self-organization in the soil-microbe complex[J]. Science, 2004,

304(5677): 1634-1637.

- [16] Cardinael R, Chevallier T, Barthès B G, et al. Impact of alley cropping agroforestry on stocks, forms and spatial distribution of soil organic carbon—A case study in a Mediterranean context[J]. *Geoderma*, 2015, 259/260: 288-299.
- [17] Beule L, Lehtsaar E, Corre M D, et al. Poplar rows in temperate agroforestry croplands promote bacteria, fungi, and denitrification genes in soils[J]. *Frontiers in Microbiology*, 2020, 10: 3108.
- [18] Blouin M, Hodson M E, Delgado E A, et al. A review of earthworm impact on soil function and ecosystem services[J]. *European Journal of Soil Science*, 2013, 64(2): 161-182.
- [19] Torralba M, Fagerholm N, Burgess P J, et al. Do European agroforestry systems enhance biodiversity and ecosystem services? A meta-analysis[J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2016, 230: 150-161.
- [20] Powelson D S, Stirling C M, Jat M L, et al. Limited potential of no-till agriculture for climate change mitigation[J]. *Nature Climate Change*, 2014, 4(8): 678-683.
- [21] Venterea R T, Halvorson A D, Kitchen N, et al. Challenges and opportunities for mitigating nitrous oxide emissions from fertilized cropping systems[J]. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2012, 10(10): 562-570.
- [22] Wang Q H, Zhou F, Shang Z Y, et al. Data-driven estimates of global nitrous oxide emissions from croplands[J]. *National Science Review*, 2020, 7(2): 441-452.
- [23] Gui D Y, Zhang Y Y, Lv J Y, et al. Effects of intercropping on soil greenhouse gas emissions - A global meta-analysis[J]. *Science of the Total Environment*, 2024, 918: 170632.
- [24] Rosenstock T S, Rufino M C, Butterbach-Bahl K, et al. Methods for measuring greenhouse gas balances and evaluating mitigation options in smallholder agriculture[M]. Cham: Springer International Publishing, 2016.
- [25] Zhu S L, Cai B F, Fang S X, et al. The development and influence of IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories[M]//Annual Report on Actions to Address Climate Change (2019). Singapore: Springer Nature Singapore, 2023: 233-246.
- [26] Oades J M. The role of biology in the formation, stabilization and degradation of soil structure[M]//Soil Structure/Soil Biota Interrelationships. Amsterdam: Elsevier, 1993: 377-400.
- [27] Liu Z, Zhang Y, Sun Y Y, et al. Interaction force mechanism for the improvement of reclaimed soil aggregate stability in abandoned homestead by different organic-inorganic soil conditioners[J]. *Frontiers in Environmental Science*, 2023, 11: 1207887.
- [28] Zhou M, Liu C Z, Wang J, et al. Soil aggregates stability and storage of soil organic carbon respond to cropping systems on Black Soils of Northeast China[J]. *Scientific Reports*, 2020, 10: 265.
- [29] Ali W, Milinga A, Luo T, et al. Rubber plant root properties induce contrasting soil aggregate stability through cohesive force and reduced land degradation risk in Southern China[J]. *Soil*, 2025, 11(2): 507-521.
- [30] Xu L, Xing X Y, Bai J F, et al. Soil aggregate structure, stability, and stoichiometric characteristics in a smelter-impacted soil under phytoremediation[J]. *Frontiers in Environmental Science*, 2022, 10: 900147.
- [31] Kan H M, Xu H K, Zhang G F, et al. Stoichiometric characteristics drive the soil aggregate stability after 5 years of vegetation restoration in China[J]. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 2023, 11: 1280303.
- [32] Gentsch N, Riechers F L, Boy J, et al. Cover crops improve soil structure and change organic carbon distribution in macroaggregate fractions[J]. *Soil*, 2024, 10(1): 139-150.
- [33] Blanco-Canqui H, Ruis S J. Cover crop impacts on soil physical properties: A review[J]. *Soil Science Society of America Journal*, 2020, 84(5): 1527-1576.
- [34] Flemming H C, Wingender J. The biofilm matrix[J]. *Nature Reviews Microbiology*, 2010, 8(9): 623-633.
- [35] Costa O Y A, Raaijmakers J M, Kuramae E E. Microbial extracellular polymeric substances: Ecological function and impact on soil aggregation[J]. *Frontiers in Microbiology*, 2018, 9: 1636.
- [36] Sonsri K, Watanabe A. Insights into the formation and stability of soil aggregates in relation to the structural properties of dissolved organic matter from various organic amendments[J]. *Soil and Tillage Research*, 2023, 232:

105774.

- [37] Gong X, Wang S, Wang Z W, et al. Earthworms modify soil bacterial and fungal communities through enhancing aggregation and buffering pH[J]. *Geoderma*, 2019, 347: 59-69.
- [38] Pausch J, Kuzyakov Y. Carbon input by roots into the soil: Quantification of rhizodeposition from root to ecosystem scale[J]. *Global Change Biology*, 2018, 24(1): 1-12.
- [39] Baldock J A, Skjemstad J O. Role of the soil matrix and minerals in protecting natural organic materials against biological attack[J]. *Organic Geochemistry*, 2000, 31(7/8): 697-710.
- [40] Islam M U, Jiang F H, Guo Z C, et al. Does biochar application improve soil aggregation A meta-analysis[J]. *Soil and Tillage Research*, 2021, 209: 104926. 原题目就是问号。
- [41] Ghorbani M, Amirahmadi E. Insights into soil and biochar variations and their contribution to soil aggregate status—A meta-analysis[J]. *Soil and Tillage Research*, 2024, 244: 106282.
- [42] Wang Y N, Yao Y Z, Han B B, et al. Augmenting the stability of soil aggregate carbon with nutrient management in worldwide croplands[J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2024, 370: 109052.
- [43] Li P, Ying D, Li J, et al. Global-scale no-tillage impacts on soil aggregates and associated carbon and nitrogen concentrations in croplands: A meta-analysis[J]. *Science of the Total Environment*, 2023, 881: 163570.
- [44] Zhang X F, Xin X L, Zhu A N, et al. Effects of tillage and residue managements on organic C accumulation and soil aggregation in a sandy loam soil of the North China Plain[J]. *Catena*, 2017, 156: 176-183.
- [45] Qin S Q, Chen L Y, Fang K, et al. Temperature sensitivity of SOM decomposition governed by aggregate protection and microbial communities[J]. *Science Advances*, 2019, 5(7): eaau1218.
- [46] Baisden W T, Amundson R, Cook A C, et al. Turnover and storage of C and N in five density fractions from California annual grassland surface soils[J]. *Global Biogeochemical Cycles*, 2002, 16(4): 1117-1132.
- [47] Chen C F, Liu W J, Jiang X J, et al. Effects of rubber-based agroforestry systems on soil aggregation and associated soil organic carbon: Implications for land use[J]. *Geoderma*, 2017, 299: 13-24.
- [48] Duloher C J, Morris L A, Lowrance R. Assessing forest soil disturbance through biogenic gas fluxes[J]. *Soil Science Society of America Journal*, 1996, 60(1): 291-298.
- [49] Yang J C, Zhou Q, Zhang J H. Moderate wetting and drying increases rice yield and reduces water use, grain arsenic level, and methane emission[J]. *The Crop Journal*, 2017, 5(2): 151-158.
- [50] Khalil K, Mary B, Renault P. Nitrous oxide production by nitrification and denitrification in soil aggregates as affected by O₂ concentration[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2004, 36(4): 687-699.
- [51] Zhou H C, Zhang W Z, Liu Y, et al. Relationships of N₂O emission with abundance and composition of denitrifying microorganisms in soil aggregates[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2015, 52(5): 1144-1152. [周汉昌, 张文钊, 刘毅, 等. 土壤团聚体 N₂O 释放与反硝化微生物丰度和组成的关系[J]. *土壤学报*, 2015, 52(5): 1144-1152.]
- [52] Li W J, Cai Y J, Zhu T B, et al. Release of nitrous oxide from soil aggregates and its microbial mechanism[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2021, 58(5): 1132-1144. [李文娟, 蔡延江, 朱同彬, 等. 土壤团聚体氧化亚氮排放及其微生物学机制研究进展[J]. *土壤学报*, 2021, 58(5): 1132-1144.]
- [53] Kim D G, Vargas R, Bond-Lamberty B, et al. Effects of soil rewetting and thawing on soil gas fluxes: A review of current literature and suggestions for future research[J]. *Biogeosciences*, 2012, 9(7): 2459-2483.
- [54] Halvorson A D, Del Grosso S J, Jantalia C P. Nitrogen source effects on soil nitrous oxide emissions from strip-till corn[J]. *Journal of Environmental Quality*, 2011, 40(6): 1775-1786.
- [55] Ansari J, Udawatta R P, Anderson S H. Soil nitrous oxide emission from agroforestry, rowcrop, grassland and forests in North America: A review[J]. *Agroforestry Systems*, 2023, 97(8): 1465-1479.
- [56] Toyoda S, Yoshida N. Determination of nitrogen isotopomers of nitrous oxide on a modified isotope ratio mass spectrometer[J]. *Analytical Chemistry*, 1999, 71(20): 4711-4718.
- [57] Ma Y, Cao B, Wang X J, et al. Effect of intercropping *Lolium perenne* in *Ziziphus jujuba* orchards on soil quality

in the canopy[J]. *PeerJ*, 2025, 13: e18710.

[58] Hu T H, Xiong K N, Wang J. Intercropping peanut under forests can reduce soil N₂O emissions in karst desertification control[J]. *Forests*, 2023, 14(8): 1652.

[59] Kaur N, Kieffer C, Ren W, et al. How much is soil nitrous oxide emission reduced with biochar application? An evaluation of meta-analyses[J]. *GCB Bioenergy*, 2023, 15(1): 24-37.

[60] Zakharova A, Midwood A J, Hunt J E, et al. Loss of labile carbon following soil disturbance determined by measurement of respired $\delta^{13}\text{C}\text{O}_2$ [J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2014, 68: 125-132.

[61] Abdalla K, Chivenge P, Ciais P, et al. No-tillage lessens soil CO₂ emissions the most under arid and sandy soil conditions: Results from a meta-analysis[J]. *Biogeosciences*, 2016, 13(12): 3619-3633.

[62] Bertolla C, Caruso G, Gucci R. Seasonal changes in soil respiration rates in olive orchards[J]. *Acta Horticulturae*, 2014(1057): 275-280.

[63] Pang J Z, Wang X K, Mu Y J, et al. Nitrous oxide emissions from an apple orchard soil in the semiarid Loess Plateau of China[J]. *Biology and Fertility of Soils*, 2009, 46(1): 37-44.

[64] Hu J, VanZomerem C M, Inglett K S, et al. Greenhouse gas emissions under different drainage and flooding regimes of cultivated peatlands[J]. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 2017, 122(11): 3047-3062.

[65] Calfapietra C, Gielen B, Galema A N J, et al. Free-air CO₂ enrichment (FACE) enhances biomass production in a short-rotation poplar plantation[J]. *Tree Physiology*, 2003, 23(12): 805-814.

[66] Wu X, Liu H F, Fu B J, et al. Effects of land-use change and fertilization on N₂O and NO fluxes, the abundance of nitrifying and denitrifying microbial communities in a hilly red soil region of Southern China[J]. *Applied Soil Ecology*, 2017, 120: 111-120.

[67] Yoder R E. A direct method of aggregate analysis of soils and a study of the physical nature of erosion losses[J]. *Agronomy Journal*, 1936, 28(5): 337-351.

[68] Le Bissonnais Y. Aggregate stability and assessment of soil crustability and erodibility: I. Theory and methodology[J]. *European Journal of Soil Science*, 1996, 47(4): 425-437.

[69] Chenu C, Le Bissonnais Y, Arrouays D. Organic matter influence on clay wettability and soil aggregate stability[J]. *Soil Science Society of America Journal*, 2000, 64(4): 1479-1486.

[70] Peth S, Horn R, Beckmann F, et al. Three-dimensional quantification of intra-aggregate pore-space features using synchrotron-radiation-based microtomography[J]. *Soil Science Society of America Journal*, 2008, 72(4): 897-907.

[71] Amézketa E. Soil aggregate stability: A review[J]. *Journal of Sustainable Agriculture*, 1999, 14(2/3): 83-151.

[72] Suárez L R, Audor L C U, Salazar J C S. Formation of macroaggregates and organic carbon in cocoa agroforestry systems[J]. *Floresta e Ambiente*, 2019, 26(3): e20180312.

[73] Niewczas J, Witkowska-Walczak B. Use of simplex algorithm for determination of soil aggregation extreme changes[J]. *International Agrophysics*, 2003, 17(4): 169-174.

[74] Sherard J L, Dunnigan L P, Decker R S. Identification and nature of dispersive soils[J]. *Journal of the Geotechnical Engineering Division*, 1976, 102(4): 287-301.

[75] Tyler S W, Wheatcraft S W. Fractal scaling of soil particle-size distributions: Analysis and limitations[J]. *Soil Science Society of America Journal*, 1992, 56(2): 362-369.

[76] Kemper W D, Rosenau R C. Aggregate stability and size distribution[A]//Klute A, ed. *Methods of soil analysis. Part 1: Physical and mineralogical methods*[M]. 2nd ed. Madison (WI): American Society of Agronomy, Soil Science Society of America, 1986, 5: 425-442.

[77] Mehuys G, Angers D, Bullock M. *Aggregate stability to water*[M]//*Soil sampling and methods of analysis*. 2nd ed. Boca Raton: CRC Press, 2007.

[78] Dexter A R. Advances in characterization of soil structure[J]. *Soil and Tillage Research*, 1988, 11(3/4): 199-238.

- [79] Peyton R L, Gantzer C J, Anderson S H, et al. Fractal dimension to describe soil macropore structure using X ray computed tomography[J]. *Water Resources Research*, 1994, 30(3): 691-700.
- [80] Bai M, Suter H, Lam S K, et al. Comparison of slant open-path flux gradient and static closed chamber techniques to measure soil N₂O emissions[J]. *Atmospheric Measurement Techniques*, 2019, 12(2): 1095-1102.
- [81] Wofsy S C, Goulden M L, Munger J W, et al. Net exchange of CO₂ in a mid-latitude forest[J]. *Science*, 1993, 260(5112): 1314-1317.
- [82] Euler S. *Microbiome mediating methane dynamics in coastal ecosystems*[D]. Lismore: Southern Cross University, 2023.
- [83] Li C S, Mosier A, Wassmann R, et al. Modeling greenhouse gas emissions from rice-based production systems: Sensitivity and upscaling[J]. *Global Biogeochemical Cycles*, 2004, 18(1): 2003GB002045.
- [84] Coleman K, Jenkinson D S. *RothC-26.3 - A Model for the turnover of carbon in soil*[M]//*Evaluation of soil organic matter models*. Berlin, Heidelberg: Springer, 1996: 237-246.
- [85] Del Grosso S J, Mosier A R, Parton W J, et al. DAYCENT model analysis of past and contemporary soil N₂O and net greenhouse gas flux for major crops in the USA[J]. *Soil and Tillage Research*, 2005, 83(1): 9-24.
- [86] Riley W J, Subin Z M, Lawrence D M, et al. Barriers to predicting changes in global terrestrial methane fluxes: Analyses using CLM4Me, a methane biogeochemistry model integrated in CESM[J]. *Biogeosciences*, 2011, 8(7): 1925-1953.
- [87] Thorburn P J, Biggs J S, Collins K, et al. Using the APSIM model to estimate nitrous oxide emissions from diverse Australian sugarcane production systems[J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2010, 136(3/4): 343-350.
- [88] Xu H Y, Zhang T, Luo Y Q, et al. Parameter calibration in global soil carbon models using surrogate-based optimization[J]. *Geoscientific Model Development*, 2018, 11(7): 3027-3044.
- [89] Yu G R, Zhang L M, Sun X M, et al. Research progress on carbon flux observation of terrestrial ecosystems in Asia[J]. *Science in China: Series D*, 2004(S2): 15-29. [于贵瑞, 张雷明, 孙晓敏, 等. 亚洲区域陆地生态系统碳通量观测研究进展[J]. *中国科学: D 辑*, 2004(S2): 15-29.]
- [90] Yan Y E, Zhao B, Guo H Q, et al. On the coupling between eddy covariance and remote sensing techniques in ecosystem carbon flux estimation[J]. *Advances in Earth Science*, 2008, 23(8): 884-894. [严燕儿, 赵斌, 郭海强, 等. 生态系统碳通量估算中耦合涡度协方差与遥感技术研究进展[J]. *地球科学进展*, 2008, 23(8): 884-894.]
- [91] Baggs E M. A review of stable isotope techniques for N₂O source partitioning in soils: Recent progress, remaining challenges and future considerations[J]. *Rapid Communications in Mass Spectrometry*, 2008, 22(11): 1664-1672.
- [92] Stein L Y, Klotz M G. The nitrogen cycle[J]. *Current Biology*, 2016, 26(3): 94-98.

(责任编辑: 檀满枝)