中国生态农业学报 2011 年 3 月 第 19 卷 第 2 期
Chinese Journal of Eco-Agriculture, March 2011, 19(2): 447−455

DOI: 10.3724/SP.J.1011.2011.00447

土壤团聚体中有机碳研究进展*

刘中良 宇万太**

(中国科学院沈阳应用生态研究所 沈阳 110016)

摘 要 增加土壤有机碳有助于农业可持续发展，同时对缓解温室气体增加造成的全球气候变暖等具有重要意义。土壤团聚体是土壤的重要组成部分，影响土壤的各种物理化学性质。土壤团聚体和有机碳是不可分割的，前者是后者存在的场所，后者是前者存在的胶结物质。本文在综合各方面研究的基础上，阐述了土壤团聚体和有机碳的依存关系，影响团聚体固碳的几大因素，团聚体对有机碳的物理保护机制以及目前应用比较广泛的团聚体内有机碳的研究方法，为以后的研究提供理论和方法上的支持。

关键词 土壤团聚体 土壤有机碳 碳固定 物理保护机制

中图分类号: S152.4+81 **文献标识码:** A **文章编号:** 1671-3990(2011)02-0447-09

Review of researches on soil aggregate and soil organic carbon

LIU Zhong-Liang, YU Wan-Tai

(Institute of Applied Ecology, Chinese Academy of Sciences, Shenyang 110016, China)

Abstract Increasing soil organic carbon (SOC) levels are critical for agricultural sustainability, meanwhile, it could mitigate global climate warming due to the greenhouse effects. Soil aggregates are the main soil components and significantly influence soil physical and chemical characteristics. As soil aggregates hold in SOC and SOC forms the cementing substance of soil aggregates, the two are inseparable. Based on research on the various aspects of soil aggregate and SOC, this paper summarized the main factors affecting carbon sequestration in soil aggregates, the physical protection mechanisms of sequestrated carbon in soil aggregates, and current research methods widely adopted in soil organic carbon and soil aggregates studies, which would provide support for future studies.

Key words Soil aggregate, Soil organic carbon, Carbon sequestration, Physical protection mechanism

(Received June 22, 2010; accepted Oct. 28, 2010)

土壤有机碳的研究可以追溯到 200 年前[1]。土壤有机碳含量约占陆地生物圈碳库的 2/3，而每年进入土壤储存的和以 CO_2 形式释放的碳量约占土壤有机碳总量的 4%，因而土壤中的有机碳既是碳汇又是碳源[2]。由于全球长期和大面积的农垦，使土壤碳库和大气碳之间的碳循环平衡遭到破坏，大量土壤有机碳被氧化并以 CO_2 等的形式释放到大气中[3]，增加了温室气体的排放。增加土壤有机碳的固定是一个有效的、具有中长期利益的减少温室气体排放措施。土壤有机碳的稳定性主要受有机碳的难降解性、土壤理化性质和环境条件及土壤分解者生物群落的影响。全面了解土壤有机碳的稳定机制对于估计土壤有机碳的固定潜力，制定相应的土壤管理措施，以提高有机碳固定，充分发挥土壤有机碳的生态功能等具有非常重要的意义。

土壤团聚体的物理保护导致的生物与有机碳的空间隔离是土壤有机碳主要的稳定机制之一[4]。土壤团聚体是土壤结构的基本单元，是土壤的重要组成部分。土壤团聚体长久以来被作为土壤结构稳定性的替代指标。土壤团聚体在土壤中具有“三大作用”，即保证和协调土壤中的水肥气热、影响土壤酶的种类和活性、维持和稳定土壤疏松熟化层。表土中近 90%的土壤有机碳位于团聚体内[5]，农业生产活动主要发生在土壤表层，因此表层土壤团聚体内有机碳的研究对揭示人为干扰对有机碳的影响具有重要意义。

* 国家科技支撑计划项目(2008BADA7B08, 2007BAD89B02)和国家自然科学基金项目(40701067)资助

** 通讯作者：宇万太(1964~)，男，硕士，研究员，主要从事土壤肥力与养分循环研究。E-mail: wtyu@iae.ac.cn
刘中良(1986~)，男，在读硕士，主要从事土壤团聚体和有机碳关系的研究。E-mail: liuzhongliang0616@sina.com

收稿日期: 2010−06−22 接受日期: 2010−10−28

1 土壤团聚体中有机碳的含量及组成

土壤团聚体的形成依赖于有机胶结剂的作用。人们根据形成团聚体胶结剂的类型，将团聚体分为大团聚体(Macroaggregates, A)和微团聚体(Microaggregates, M)，并规定>250 μm 的团聚体是大团聚体，<250 μm 的团聚体为微团聚体[6]。其中前者又可分为>2 000 μm 团聚体(Large macroaggregates, A1)和 2 000~250 μm 团聚体(Small macroaggregates, A2)；后者也可分为 250~53 μm 微团聚体(M1)和<53 μm 微团聚体(Silt and clay fraction, M2)[7]，人们将 A1、A2、M1、M2 又分别称为粗大团聚体、细大团聚体、微团聚体和粉–黏团聚体[8]。当然也可将 A1 续分为>5 000 μm 和 5 000~2 000 μm[9]，将 A2 续分为 2 000~1 000 μm 和 1 000~250 μm[10]。表土中近 90%的有机碳位于团聚体内[2]，温带土壤 A 中有机碳含量比 M 高[5,11−13]，但由于 A 的数量少于 M，土壤有机碳仍主要分布在 M 中，有研究表明，70%以上的土壤有机碳存在于<53 μm 的 M2 中[14]。大团聚体有机碳含量高，一方面是由于有机质把微团聚体胶结成大团聚体[15]；另一方面，大团聚体中处于分解状态的根系和菌丝可以增加其中有机碳的浓度[16]。但若将 M 细分，有机碳含量随微团聚体粒级减小而升高[14,17]。

土壤有机碳根据其在土壤结构的分布和功能可以分为不同的碳库(图 1)[7]：游离态颗粒有机物 (Free particulate organic matter, fPOM)、闭蓄态颗粒有机物(Occluded particulate organic matter, oPOM；或 intra-aggregate POM, iPOM)、矿物结合态有机物(Mineral associated organic matter, MOM)和可溶性有机物(Dissolved organic matter, DOM)。游离态颗粒有机物填充在团聚体之间大孔隙中，主要是颗粒较大的没有分解或半分解的动植物和根系残体。在团聚体分离过程中，这部分颗粒有机物由于大小在 53~2 000 μm 之间，也被归并在团聚体中，通过浮选法可以筛分出这部分有机物。闭蓄态颗粒有机物为分布在团聚体内部的动植物残体，这部分颗粒有机物可以通过六偏磷酸钠分散获得。Six 等[7]根据研究需要又将 oPOM 分为粗 POM 和细 POM，还根据其所在位置分为大团聚体内 POM 和微团聚体内 POM。矿物结合态有机物是指有机物的最终分解产物与土壤黏粒和粉粒结合在一起，形成的有机无机复合体。Jastrow[5]研究了富含有机质的大团聚体和微团聚体之间的关系，发现土壤中只有不到 20%的有机质是作为特殊的有机质存在于大团聚体中，绝大部分有机质与矿物质颗粒结合。可溶性有机物存在于土壤不同大小孔隙中，是指从土壤水溶液中分离出来的直径<0.45 μm 的有机分子混合物[18]。土壤中可溶性有机物含量很低，大约是土壤全碳含量的 0.15%~0.19%[19]，因此在团聚体的研究中这部分有机碳一般不予考虑。

fPOM 仅占土壤质量的一小部分，但其碳含量显著高于原土；相反，MOM 占土壤质量的绝大部分，其碳含量比原土略低。MOM 占土壤有机碳的比例为 86%~91%[7]，fPOM 占土壤有机碳的比例多在 10%以下。在所有土壤中，各粒级团聚体中 C/N 的顺序为：fPOM>oPOM>MOM，与全土规律一致[7,20]。轻组有机碳(LF-C)含量、碳浓度及 C/N 均随团聚体粒级的增加而增加[21]。

2 有机碳与土壤团聚体形成关系研究

团聚体形成和稳定过程的研究自 20 世纪初就受到关注，并且涌现出很多强调有机碳作用的团聚体形成模型[6−7,22−23]。

1982 年 Tisdall 和 Oades[6]提出团聚体的等级发育模型。空间和时间是该模型的两个重要尺度，在空间尺度上，土壤团聚体由微团聚体向大团聚体逐级连续层次性形成，而在时间尺度上，胶结物质从多糖(暂时稳定)向菌丝根系(短时间稳定)及芳香类物质(持久稳定)层次性变化。根据该模型，微团聚体比

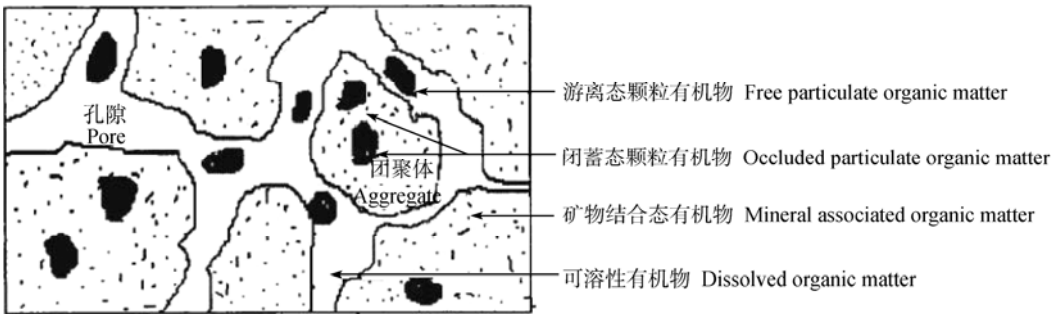

图1 土壤有机碳库在土壤中的分布[7]

Fig. 1 Distribution of soil organic carbon pool in soil

大团聚体稳定, 微团聚体的形成是大团聚体形成的前提条件, 而各类有机碳是最重要的胶结物质。Elliott[15]在美国北部草地土壤验证了团聚体层次模型理论, 认为大团聚体比微团聚体包含更多易变的有机质。

1984年Oades[23]对该模型作了重要改进, 认为根系和菌丝可以直接促进大团聚体的形成, 微团聚体可以在大团聚体内形成。该模型指出: 大团聚体中心形成微团聚体。土壤中的有机碎屑、真菌菌丝体和粪便类物质, 通过蚯蚓和其他土壤动物吞食和排泄活动结合在一起形成大团聚体。在大团聚体内部POM分解过程中, 有机碎片与微生物黏液及黏土颗粒包裹在一起, 使有机质越来越被封闭, 免遭微生物攻击。这种方式形成的微团聚体在受各种化学和代谢胁迫时, 从大团聚体中释放出来, 形成相对稳定的土壤有机质(SOM)。目前大多数模型都是在Oades模型基础上发展起来的, Golchin等[24]提出大团聚体(>250 μm)分解成中等大小微团聚体(<250 μm), 尔后再分解成闭蓄在细POM中的小的微团聚体(<20 μm), 强化了POM在团聚中的作用。Angers等[25]的研究结果验证了微团聚体是在大团聚体中形成的理论。他们在^{13}C、^{15}N小麦秸秆的田间培养试验中观察到, 在分解初期, ^{13}C首先在大团聚体中累积, 但随后在大团聚体中逐渐下降, 而在微团聚体中增加, ^{13}C随着时间变化从大团聚体向微团聚体转移的现象, 说明微团聚体先在大团聚体中形成, 然后从大团聚体中分解出来。

近年来 Six 等[7]发展了以“大团聚体周转”为核心的概念模型, 即新鲜有机物促进大团聚体形成, 而大团聚体内的颗粒有机物有助于微团聚体的形成, 伴随颗粒有机物的分解及其他干扰过程, 大团聚体破碎后将微团聚体释放出来。此后, Six 等[12]等进一步描述和完善了大团聚体周转及 SOM 动态变化的胚胎发育模型(图 2)。在 t_1 阶段, 新鲜作物源残茬(LF)结合进入大团聚体, 形成团聚体内的粗 iPOM。从 t_1~t_2 到 t_2~t_3 阶段, 大团聚体内粗 iPOM 进一步分解和破碎成细 iPOM。之后, 细 iPOM 被矿物质和微生物产物包裹, 形成新微团聚体的核。从 t_3 阶段开始, 碳被消耗, 微生物活性和胶结物质生产逐渐减少, 最终微生物活动停止, 导致大团聚体不稳定和潜在

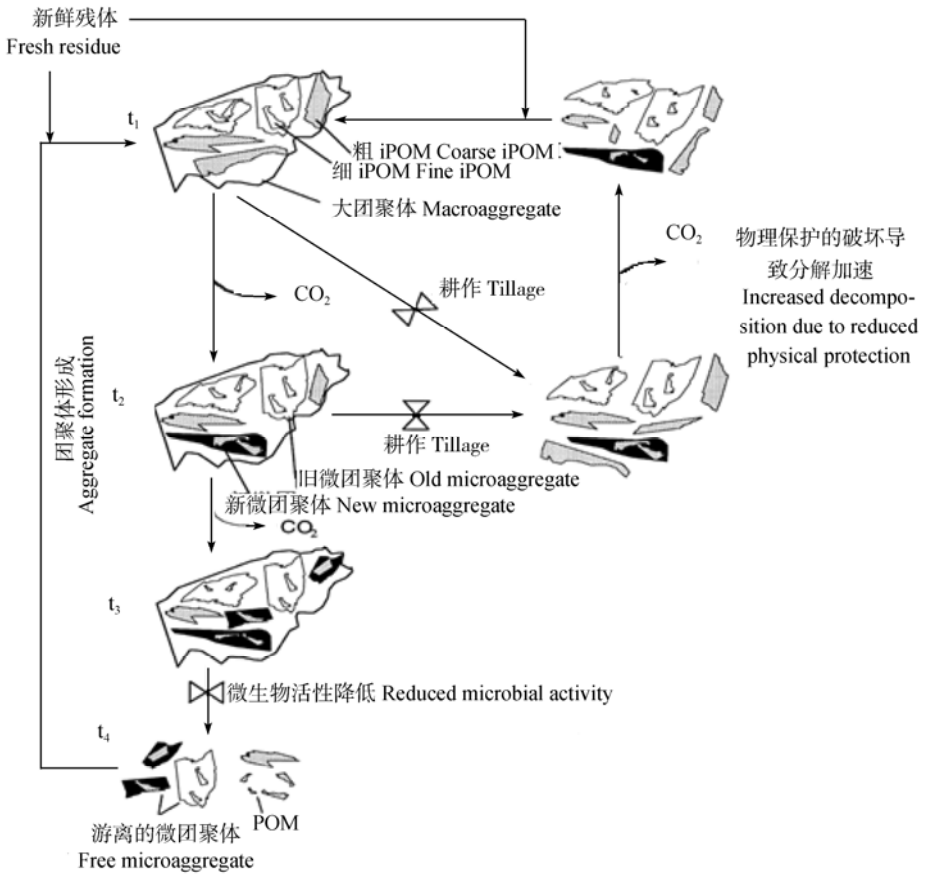

图 2　土壤团聚体周转的胚胎模型[12]

Fig. 2　Conceptual model of aggregate turnover in soil

的解体。此时，微团聚体(新的和旧的)、矿物质组分和 POM 释放出来(t_4)。当又有新鲜残茬加入时，这些组分可以再结合成大团聚体，参与到下一轮大团聚体循环中。另外，耕作等干扰作用可以加快土壤大团聚体的更新，使大团聚体内微团聚体的形成数量大大减少。

3 土壤团聚体与有机碳固定关系研究

土壤团聚过程是土壤固碳最重要的途径之一[26]。随着温室效应的加剧，团聚体与有机碳固定的研究越来越受到人们的重视。

3.1 团聚体固碳潜力的研究

农田土壤固碳潜力是区域或国家农业土被的整体固碳能力[27], Six等[28]从土壤属性本身的保护机制出发，把土壤固碳的理论最大量称为固碳潜力。

关于土壤固碳潜力的研究是一个逐渐被认识的过程。此前，大多研究学者认为土壤有机碳含量和碳输入量呈线性相关，因此认为土壤的固碳潜力是无穷大，而且有相当多的研究证实了这种理论[29−30]。但是随着研究的深入，越来越多的学者对此理论提出质疑。很多研究发现在有些土壤中(尤其是碳含量高的土壤)碳输入增加，土壤有机碳含量却没有显著增加。例如, Campbell等[31]通过长达30年的定位研究发现，在有机碳含量丰富的土壤中，土壤有机碳含量并不随碳的输入而增加，而是稳定在某一特定值上。Chung等[32]研究表明，与碳输入量相比，土壤有机碳水平更能影响土壤对外源有机碳的固定。Gulde等[33]进一步提出，土壤对有机碳的固定存在一个饱和值，一旦达到此值，即使向土壤输入再多的碳，土壤有机碳含量也不会再增加。2007年Kool等[34]提出土壤碳饱和的等级模型，指出不同粒级的团聚体存在不同的碳饱和值，并且按照团聚体由小到大的顺序依次饱和。

土壤固碳潜力的研究对制定相应的土地管理政策，促进CO_2的减排增汇有重要意义。基于土壤碳饱和理论，并在很多研究结果的基础上，Stewart等[35]提出了土壤碳饱和赤字(Soil carbon saturation deficit)的概念。土壤碳饱和赤字是指土壤有机碳理论饱和值和土壤现有有机碳含量之差，土壤饱和赤字的大小决定土壤的固碳效率($\triangle SOC/\triangle C_{input}$)。一些长期的定位研究发现，不同处理下，高碳输入处理土壤有机碳含量并没有像预期的那样高于其他处理[30,36−37]，表明长期输入有机物质导致土壤有机碳饱和[28,38]。还有一些研究表明相同处理下，高有机质土壤的固碳效率明显低于低有机质土壤[39−40]。上述结果都说明土壤对有机碳的固定是有限的，并且土壤饱和赤字越大，土壤的固碳潜力就越大，土壤固定有机碳的效率就越高。因此对土壤固碳潜力的估算显得尤为重要。目前关于土壤固碳潜力的计量方法主要有以下几种：(1)长期定位试验结果外推法；(2)历史观测数据比较法；(3)土地利用方式对比法；(4)土壤有机碳周转模型法[41]。

3.2 影响团聚体固碳因素的研究

目前对于土壤团聚体固碳因素的研究很多，主要集中在耕作条件、施肥制度以及种植方式等方面，其对固碳的影响也最为明显。

耕作活动为土壤有机碳的分解转化创造了有利条件，耕作强度增加可促进土壤有机碳周转，减少土壤团聚作用发生[42]。其原因在于：(1)耕作使新土不断暴露在土壤表面，经历干−湿和冻−融循环，增加了团聚体分布的敏感性；(2)犁耕改变了土壤状况(温度、水分、侵蚀)，加速凋落物的分解速率；(3)犁耕和残茬影响微生物群落[43]。常规耕作表层土壤易受各种温度和水分条件影响，限制某些生物活性，不仅使土壤团聚体经常受到干扰，而且释放了受团聚体保护的免遭矿化的SOM[15]，减少了团聚体稳定胶结剂(如碳水化合物)的产生[44]。免耕可促进土壤表层的生物活性，包括真菌生长、根系延伸和土壤动物活动等，有助于在大团聚体内部结合形成POM，增加其结构稳定性，真菌菌丝体的扩展也有益于大团聚体的形成。Six等[12]在研究耕作条件对团聚体和有机碳的影响时指出，耕作对团聚体的影响主要发生在表层，免耕土壤的大团聚体含量、总碳、新有机碳含量均高于常规耕作土壤。耕作加快了大团聚体的更新速度，不利于大团聚体内微团聚体的形成，不利于土壤有机碳的固定。故Six等[12]提出适当减少耕作强度或者免耕有助于改善土壤结构，提高土壤有机碳含量。

土壤有机碳的水平通常与稳定性团聚体的数量相联系[4]。水稳性团聚体的形成，必须依赖于土壤中的有机质。Oren等[45]提出，在大气CO_2浓度升高条件下，土壤肥力是限制美国温带森林生态系统碳固定的主要因素。因此，我国传统农业生产提倡使用农肥，种植绿肥，千方百计增加土壤的有机质，其作用之一就是增加土壤水稳性团聚体的数量[46]。黄不凡[47]在绿肥、麦秸还田培养地力的研究中发现，>0.25 mm水稳性团聚体在培肥土壤中所占比例的顺序为：绿肥、麦秸各半区>麦秸区>绿肥区>土杂肥区>对照区。事实证明，施用有机物料培肥土壤时，可提高重组有机质的含量，改善重组有机质中腐殖质的结合形态[48]。李映强等[49]在研究不同耕作制度下水稻土有机质变化及团聚作用时也发现，施用猪粪

能明显提高土壤有机碳和松、稳结合态腐殖质含量。Palm等[50]根据植物残体内氮、木质素和多酚含量将植物残体分为4类: 高品质残体(氮>2.5%, 木质素<15%,多酚类物质<4%), 中等品质残体(氮>2.5%, 木质素>15%, 多酚类物质>4%和氮<2.5%, 木质素<15%), 低品质残体(氮<2.5%, 木质素>15%)。在此分类基础上, Fonte等[51]研究了不同品质植物残体和氮肥对土壤团聚体的影响, 指出随着碳的输入, 稳定的大团聚体明显增加, 土壤全碳、全氮量提高, 但不同品质植物残体对土壤团聚体分布和有机碳分布的影响无显著差异, 且氮肥和不同品质残体搭配对团聚体和有机碳分布的影响也不显著。

种植方式对团聚体性质的影响是多方面的, 但随时间的延长而减弱。短期玉米轮作对有机质及团聚体形成有良好的作用[52], 而在以有机质为主要胶结剂的土壤中, 50年的玉米轮作降低了大团聚体的稳定性和根系与菌丝的长度及土壤有机质含量。豆科禾本科轮作能快速增加土壤有机碳的储存, 促进大团聚体的形成和微团聚体的稳定[53]。单一种植豆科作物时, <0.5 mm团聚体的微生物量高于种植禾本科作物时相应团聚体中的含量[54]。Chan[55]研究在不同作物和牧草种植条件下5种变性土中的微粒有机碳(POC)(>53 μm)随碳和氮状态变化和团聚体稳定性的关系时发现, POC矿化是作物种植条件下有机碳优先损失的一种形式, 当种植牧草4年后, POC明显恢复。POC与>250 μm粒级水稳性团聚体的相关程度显著高于<50 μm组分, 说明POC在维持这些土壤大团聚体稳定性中具有重要作用, 并提出POC有潜力成为土壤管理措施对土壤有机碳影响的一种敏感性指示物。

4　团聚体中有机碳的物理保护机制

4.1　团聚体中有机碳的物理保护

团聚体形成后内部孔隙降低, 有机碳与矿物颗粒的接触更紧密。一般认为, 有机碳被团聚体包裹后或者以颗粒形式存在于孔隙中, 或者直接与组成微团聚体的矿物颗粒密切联系[56], 可以用“隔离”和“吸附”过程描述不同级别(或尺度)上团聚体对有机碳的保护。较大的团聚体(>250 μm)中有机碳的分解需要足够的空气和水, 孔隙度的减少直接阻碍分解进程; 而微团聚体内(20~250 μm)的孔隙, 如小于细菌所能通过的限度(3 μm)时, 有机碳的降解只能依靠胞外酶向基质扩散, 对生物来说这是极大的耗能过程, 有机碳的分解因而降低; 在黏砂粒或微团聚体级别(<20 μm), 有机碳与金属氧化物和黏土矿物的相互作用将占主导[4]。土壤有机碳的水平通常与稳定性团聚体的数量相联系。由于不同级别团聚体的胶结物质及作用强度不同, 与团聚体结合的有机碳受到的物理保护程度也不同, 研究者发现有机碳在大团聚体内的寿命只有几年, 而在微团聚体内可达1个世纪[57]。来自温带地区的研究结果表明, 不同级别团聚体不同位置上的有机碳受到物理保护程度的顺序为: 黏砂粒结合的有机碳>微团聚体内的有机碳>大团聚体内而微团聚体外的有机碳>团聚体外游离的有机碳[58]。

4.2　团聚体内有机碳的物理保护机制

由于土壤团聚过程决定了土壤有机碳被保护的程度[59], 因此通过二者关系的研究有助于揭示有机碳的物理保护机制。不过, 迄今大部分研究主要围绕团聚体的形成和稳定过程, 而以全面了解团聚体对有机碳物理保护机制为目标的研究直到最近 10 多年才出现[22,60]。

1994年Golchin等[24]基于Oades提出的改进模型, 更进一步强调: 大团聚体包裹的颗粒有机物(POM)为微团聚体的形成创造了条件, 而微团聚体包裹的颗粒有机物受到了更强的物理保护, 对有机碳稳定性具有重要意义。Six等[22]认为大团聚体周转加快抑制了大团聚体中微团聚体的形成及其微团聚体中碳的固定, 解释了扰动对土壤碳固定速率的影响, 并把大团聚体内粗POM和细POM的比值作为衡量大团聚体更新速率的指标。Six等[12,22,61−62]的系列研究证实了大团聚体比微团聚体的周转快, 因此微团聚体对有机碳的物理保护具有重要意义[22]。微团聚体中土壤有机碳比大团聚体老, 是由于更长时间的储存和较少干扰所致。土壤有机碳先与微团聚体绊缠, 尔后成为形成大团聚体的核, 因而土壤有机碳对于大团聚体的形成非常重要。大团聚体促使更多的土壤有机碳储存, 但这种储存是暂时的; 而微团聚体促使土壤有机碳长期固定, 这也预示碳固定随团聚体粒径增大而减小。Denef等[63]从锢囚在大团聚体内部的微团聚体碳稳定性角度进行研究, 认为被锢囚在大团聚体内部的微团聚体(Microaggregate within macroaggregate, Mm), 特别是与<0.053 mm的微团聚体相连接的矿物组分是长期碳的固定场所, 而且随着传统耕作向免耕管理的转化, Mm能够成为潜在有机碳固定的指示指标。研究结果也表明: 在自然和改良的农业系统中, 首先是Mm-C具有稳定性, 其碳的固定并不直接与Mm的数量直接相关, 相反, 是由于Mm具有较大的稳定性及较慢的周转造成的[12,63]。土地利用方式、耕作制度、施肥等土壤管理措施的影响首先在大团聚体级别上体现出来, 而微团聚体内的有机碳则维持在较稳定水平上[12,22,62,64]。不过,

虽然大团聚体不能直接长期保护土壤有机碳，但它们能够固定更多的有机碳，并且通过与有机物和土壤环境相互作用促进微团聚体的形成，从而为微团聚体对有机碳的长期保护提供了保证[22,60,65]。

团聚体对有机碳的物理保护机制非常复杂，至今尚无普遍应用的模型，这一机制与土壤类型、土壤管理措施、土层深度及有机碳难降解性等有关。如现有模型难以解释热带和亚热带地区的氧化土(富含铁铝氧化物)内有机碳的稳定性与团聚体物理保护过程的关系。有机物施用不仅直接为团聚作用提供了胶结物质，而且强烈促进土壤生物活性，真菌和细菌分别对大团聚体和微团聚体的形成具有重要作用[5]；可能因为如此，表层(耕层)土壤有机碳的稳定性更依赖于团聚体的物理保护[66]。虽然有关有机碳和团聚体相互关系及影响因素的研究很多，但至今对团聚体内部有机碳固定、动态和稳定的复杂过程仍不清楚，仍缺乏统一的模型来阐述有机碳物理保护机制。由于有机碳组成的异质性及土壤自身生物学和理化性质的复杂性，及他们在团聚过程中的强烈交互作用，今后在有机碳的物理保护机制研究中迫切需要综合多因素的系统研究[24]。

5 团聚体内有机碳研究方法

近年来人们认识到，受物理保护的土壤有机质在固碳和肥力上有重要作用，而且对农业措施和短期试验响应比较敏感。这些引起了人们的兴趣，同时也导致团聚体物理分组研究升温。

5.1 团聚体分离方法

干筛法和湿筛法是目前团聚体研究常用的两种方法。由于干筛得到的结果重复性差，湿筛的结果相对稳定，故湿筛法最为常用。但湿筛筛分团聚体也有其不足之处: (1)由于离子水化作用、土粒内空气压力、膨胀作用以及胶结物在水中的溶解性容易导致团聚体的破裂；(2)对微生物群落造成一定程度的破坏；(3)由于水溶性碳的损失，低估了团聚体碳库[67]。因此，在实践中一定要根据研究目的选取合适的筛分方法进行团聚体分离。研究团聚体中有机碳，人们大多采用湿筛法。在 Six 等[12,22]的系列研究中，一般将土壤分成 4 个粒级: >2 000 μm、2 000~250 μm、250~53 μm 和<53 μm。土壤的预处理、土壤含水量以及含沙量是影响水稳性团聚体测定的主要因素[68]。基于对以上影响因素的考虑，人们发现将土壤样品过 8 mm 或 10 mm 筛后进行风干，筛分完毕后进行含沙量的测定可以减少以上因素的干扰。湿筛前用去离子水浸泡 5 min，可以驱除团聚体内的闭塞空气，防止团聚体气爆。

5.2 团聚体中有机碳分离方法

相对密度分组法是研究土壤有机碳组分常用的方法[69]。土壤是由一系列相对密度和组成不同的有机物和无机物所组成。游离有机物的相对密度一般低于 1.8，而土壤中常见矿物的相对密度大多超过 2.5。因此，土壤有机无机复合体的相对密度通常低于土壤无机成分的相对密度，而高于土壤游离有机物的相对密度。据此，可选用一定相对密度的液体，将游离的有机物与有机无机复合体和游离的矿物分开。通常采用相对密度 1.8 或 2.0 的重液将土壤区分为轻组和重组。在相对密度分组法中，相对密度液可以是有机溶液，也可以是无机溶液，常用的有机溶液是四溴乙炔、溴仿和四氯甲烷，有机溶剂通常加一定量的乙醇来调节所需的相对密度值。用作相对密度分组的无机盐包括溴化锌、碘化锌、碘化汞、多钨酸钠等。在选择相对密度液时，应该考虑到相对密度液的毒性、价格等因素。目前，最常用的是溴化锌和溴仿–乙醇混合液。

六偏磷酸钠分散分离团聚体是在POM分离方法的基础上发展而来的。Golchin等[24]依据POM在土壤中位置不同得到2种组分，其中，fPOM位于土壤团聚体之间，鉴于其位置所在，认为其对土壤团聚体稳定性贡献不大；第2个组分，团聚体内POM(Intra-aggregate, iPOM，有时也称之为Occluded POM, oPOM)，闭蓄于团聚体内并与矿质颗粒紧密结合，iPOM-C对团聚体稳定性贡献很大。Gale等[70]提出用密度分组来分离fPOM和iPOM。Six等[7]在研究团聚体内有机物质时将POM又分为粗POM(2 000~ 250 μm)和细POM(250~53 μm)。

大团聚体内分离微团聚体的方法是Six等[12]在研究团聚体有机碳转化时提出的。此方法的提出为团聚体形成机制的研究提供了技术支持。Six等[12]提出了更新的POM在团聚体中的存在模式：把原来的POM称作Inter-microaggregate POM，即存在于大团聚体内部但不存在于微团聚体内部的有机质，把大团聚体中微团聚体内部的POM称作Intra- microaggregate POM (iPOM)，而且成功地将2种POM分开。在湿筛过程中加玻璃珠打碎大团聚体和POM的联系，分开的POM和微团聚体被稳定的水流带到下一级筛子上，以免微团聚体也被打碎，然后用比重分组的方法分开POM和微团聚体，微团聚体和iPOM之间的联系再用焦磷酸钠溶液轻轻地分开，iPOM就被提取出来(湿筛)[21]。

综合以上方法，Six 等[7]制定了一套分离团聚体中有机碳的方法。具体流程见图 3:

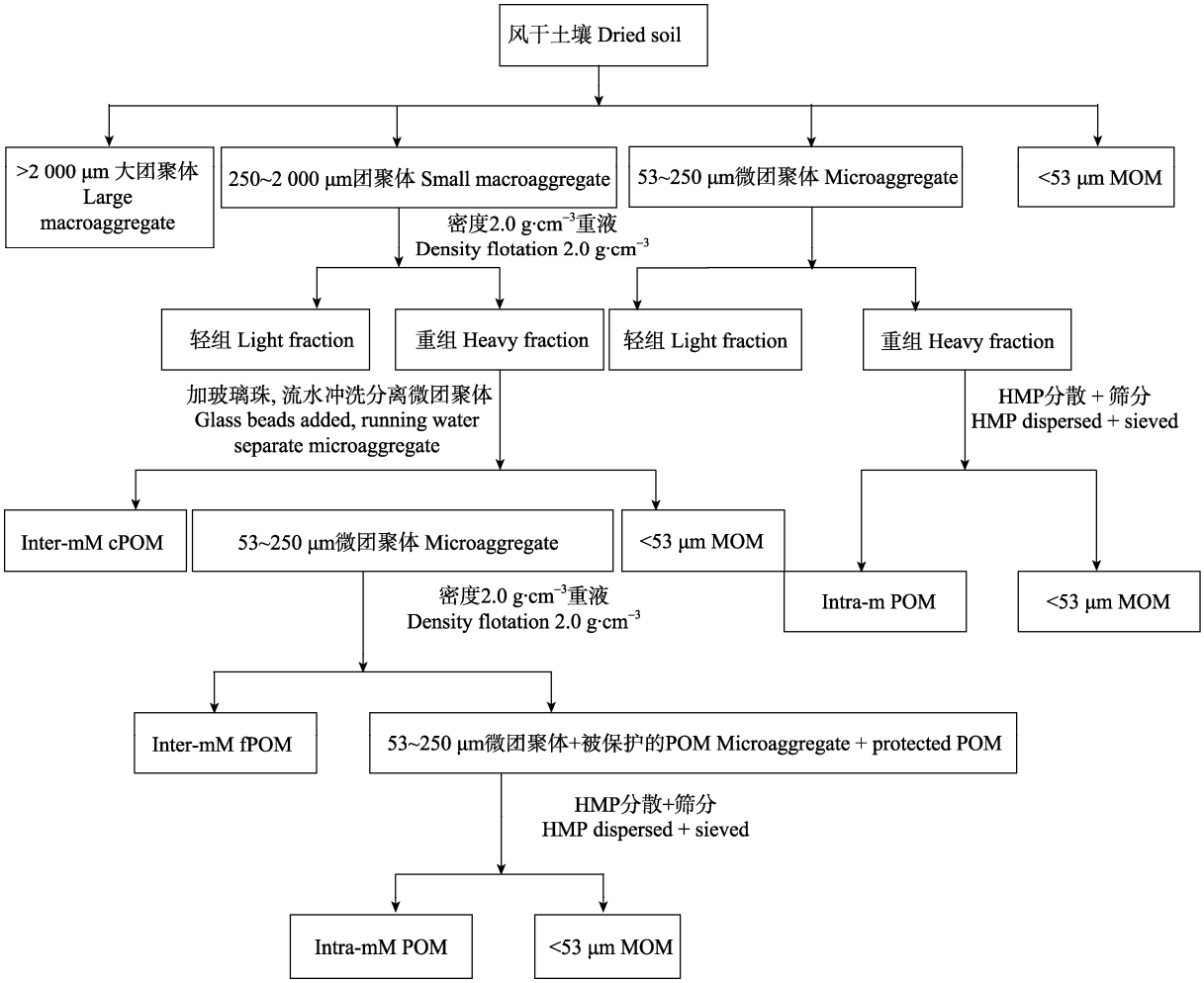

图3　土壤团聚体和有机碳物理分组流程[7]

Fig. 3　Fractionation scheme to isolate aggregate and aggregate-associated organic matter fractions

MOM 为矿物结合态有机物, cPOM 为 250~2 000 μm 颗粒有机物, fPOM 为 250~53 μm 颗粒有机物, HMP 为六偏磷酸钠, Inter-mM 为大团聚体内微团聚体之间, Intra-mM 为大团聚体包裹的微团聚体内, Intra-m 为游离的微团聚体内。MOM: Mineral associated soil organic matter; cPOM: 250~2 000 μm particulate organic matter; fPOM: 250~53 μm particulate organic matter; HMP: Hexametaphosphate; Inter-mM: Inter-microaggregates within macroaggregates; Intra-mM: Intra-microaggregates within macroaggregates; Intra-m: Intra-microaggregates.

6　结语

人类活动以远远超过自然的速率影响着土壤有机碳的变化和消长, 所以我们比以往任何时候都更关注可储存于土壤中的有机碳的稳定性。土壤团聚体对土壤有机碳的物理保护作用是影响土壤有机碳稳定性的重要机制之一。虽然有关有机碳和团聚体相互关系及影响因素的研究很多, 但迄今为止, 对团聚体内部有机碳固定、动态和稳定的复杂过程仍不清楚, 仍缺乏统一的模型来阐述有机碳的物理保护机制。现有的分离有机碳或团聚体组分的测定方法较少, 可能也阻碍了人们对其认识上的突破。

我国农田 5 000 年精耕细作的历史造成土壤有机碳的较大损失, 基础有机碳含量较低。我国耕地土壤碳密度仅为欧洲土壤的 2/3, 为自然植被下土壤碳密度的 3/4[71], 具有更大的固碳潜力与碳库容量。因此如何提高土壤有机碳含量, 促进 CO_2 的减排增汇, 是摆在科学家面前的重要课题。尤其是中国土壤有机碳储量分布不均, 如何确定各地的土壤固碳潜力是科研工作者面临的一项重要任务。孙文娟等[41]认为开展区域或国家尺度的农田土壤固碳潜力研究, 应综合考虑气候、土壤和农业管理措施诸因素, 并将宏观尺度(长期定位试验、土壤有机碳周转模型)与微观尺度(团聚体周转, 土壤碳的保护机制等)的研究有机结合起来。

参考文献

[1] Baldock J A, Nelson P N. Soil organic matter[M]//Sumner M E, ed. Handbook of soil science. Boca Raton, USA: CRC Press Inc, 1999: 25–84

[2] 张国盛, 黄高宝, Yin C. 农田土壤有机碳固定潜力研究进展[J]. 生态学报, 2005, 25(2): 351–357

[3] Gifford R M, Cheney N P, Noble J C, et al. Australian land use, primary production of vegetation and carbon pools in relation to atmospheric carbon dioxide concentration[J].

Bureau Rural Resources Proceedings, 1992, 14: 151–187

[4] 刘满强, 胡锋, 陈小云. 土壤有机碳稳定机制研究进展[J]. 生态学报, 2007, 27(6): 2642–2649

[5] Jastrow J D. Soil aggregate formation and the accrual of particulate and mineral-associated organic matter[J]. Soil Biological Biochemistry, 1996, 28(4/5): 665–676

[6] Tisdall J M, Oades J M. Organic matter and water-stable aggregates in soils[J]. Journal of Soil Science, 1982, 33(2): 141–163

[7] Six J, Elliott E T, Paustian K, et al. Aggregation and soil organic matter accumulation in cultivated and native grassland soils[J]. Soil Science Society of America Journal, 1998, 62: 1367–1377

[8] Cambardella C A, Elliott E T. Carbon and nitrogen dynamics of soil organic matter fractions from cultivated grassland soils[J]. Soil Science Society of America Journal, 1994, 58(1): 123–130

[9] De León-González F, Celada-Tornel E, Hidalgo-Moreno C I, et al. Root-soil adhesion in a volcanic sandy soil of Mexico[J]. Soil and Tillage Research, 2006, 90(1/2): 77–83

[10] John B, Yamashita T, Ludwig B, et al. Storage of organic carbon in aggregate and density fractions of silty soils under different types of land use[J]. Geoderma, 2005, 128(1/2): 63–79

[11] Jastrow J D, Miller R M. Soil aggregate stabilization and carbon sequestration: Feedbacks through organo- mineral associations[M]//Lal R, Kimble J M, Follett R F, et al. Soil processes and the carbon cycle. Boca Raton, Fla: CRC Press, 1998: 207–223

[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 and Biochemistry, 2000, 32(14): 2099–2103

[13] Mikha M M, Rice C W, Milliken G A. Carbon and nitrogen mineralization as affected by drying and wetting cycles[J]. Soil Biology & Biochemistry, 2005, 37(2): 339–347

[14] 窦森, 王其存, 代晓燕. 土壤有机培肥对微团聚体组成及其碳、氮分布和活性的影响[J]. 吉林农业大学学报, 1991, 13(2): 43–48

[15] Elliott E T. Aggregate structure and carbon, nitrogen, and phosphorus in native and cultivated soils[J]. Soil Science Society of America Journal, 1986, 50(3): 627–633

[16] Tisdall J M. Stabilization of soil aggregates by plant roots[D]. Australia: University of Adelaide, 1980

[17] 李映强, 曾觉廷. 灰棕紫泥水稻土微团聚体中腐殖质结合形态及其氧化稳定性的研究[J]. 西南农业大学学报, 1989, 11(4): 401–404

[18] Kalbitz K, Solinger S, Park J H, et al. Controls on the dynamics of dissolved organic matter in soils: A review[J]. Soil Science, 2000, 165(4): 277–304

[19] 倪进治, 徐建民, 谢正苗, 等. 不同施肥处理下土壤水溶性有机碳含量及其组成特征的研究[J]. 土壤学报, 2003, 40(5): 724–730

[20] Yamashita T, Flessa H, John B, et al. Organic matter in density fractions of water-stable aggregates in silty soils: Effect of land use[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2006, 38(11): 3222–3234

[21] Tan Z, Lal R, Owens L, et al. Distribution of light and heavy fractions of soil organic carbon as related to land use and tillage practice[J]. Soil and Tillage Research, 2007, 92(1/2): 53–59

[22] 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

[23] Oades J M. Soil organic matter and structural stability: Mechanisms and implications for management[J]. Plant and Soil, 1984, 76(1/3): 319–337

[24] Golchin A, Oades J M, Skjemstad J O, et al. Study of free and occluded particulate organic matter in soils by solid state ^{13}C Cp/MAS NMR spectroscopy and scanning electron microscopy[J]. Australian Journal of Soil Research, 1994, 32(2): 285–309

[25] Angers D A, Recous S, Aita C. Fate of carbon and nitrogen in water-stable aggregates during decomposition of ^{13}C ^{15}N-labelled wheat straw *in situ*[J]. Eur J Soil Sci, 1997, 48(2): 295–300

[26] Lal R, Kimble J M. Conservation tillage for carbon sequestration[J]. Nutrient Cycling in Agroecosystems, 1997, 49(1/3): 243–253

[27] 潘根兴, 周萍, 李恋卿, 等. 固碳土壤学的核心科学问题与研究进展[J]. 土壤学报, 2007, 44(2): 327–337

[28] Six J, Conant R T, Paul E A, et al. Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C-saturation of soils[J]. Plant and Soil, 2002, 241(2): 155–176

[29] Rasmussen P E, Parton W J. Long-term effects of residue management in wheat-fallow. I. Inputs, yield, and soil organic matter[J]. Soil Science Society of America Journal, 1994, 58(2): 523–536

[30] Huggins D R, Buyanovsky G A, Wagner G H, et al. Soil organic C in the tallgrass prairie-derived region of the corn belt: Effects of long-term crop management[J]. Soil Tillage Research, 1998, 47(3/4): 219–234

[31] Campbell C A, Bowren K E, Schnitzer M, et al. Effect of crop rotations and fertilization on soil organic matter and some biochemical properties of a thick Black Chernozem[J]. Can J Soil Sci, 1991, 71: 377–387

[32] Chung H, Grove J H, Six J. Indications for soil carbon saturation in a temperate agroecosystem[J]. Soil Science Society of America Journal, 2008, 72(4): 1132–1139

[33] Gulde S, Chung H, Six J, et al. Soil carbon saturation controls labile and stable carbon pool dynamics[J]. Soil Science Society of America Journal, 2007, 72(3): 605–612

[34] Kool D M, Chung H, Six J, et al. Hierarchical saturation of soil carbon pools near a natural CO_2 spring[J]. Global Change Biology, 2007, 13(6): 1282–1293

[35] Stewart C E, Paustian K, Six J, et al. Soil carbon saturation: Implications for measurable carbon pool dynamics in long-term incubations[J]. Soil Biology & Biochemistry, 2009, 41(2): 357–366

[36] Paustian K, Andrén O, Janzen H H, et al. Agricultural soil as a sink to mitigate CO_2 emissions[J]. Soil Use and Management, 1997, 13: 230–244

[37] Reicosky D C, Evans S D, Cambardella C A, et al.

Continuous corn with moldboard tillage: Residue and fertility effects on soil carbon[J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2002, 57(5): 277–284

[38] Stewart C E, Paustian K, Six J, et al. Soil C saturation: Concept, evidence and evaluation[J]. Biogeochemistry, 2007, 86(1): 19–31

[39] Campbell C A, Lafond G P, Zentner R P, et al. Influence of fertilizer and straw baling on soil organic matter in a thin black Chernozem in western Canada[J]. Soil Biology & Biochemistry, 1991, 23(5): 443–446

[40] Nyborg M, Solberg E D, Malhi S S, et al. Fertilizer N, crop residue, and tillage alter soil C and N content in a decade[M]// Lal R, Kimble J, Levine E, et al. Advances in soil science: Soil management and greenhouse effect. Boca Ration, FL: CRC Press Inc, 2008: 93–100

[41] 孙文娟, 黄耀, 张稳, 等. 农田土壤固碳潜力研究的关键科学问题[J]. 地球科学进展, 2008, 23(9): 996–1004

[42] 史奕, 陈欣, 沈善敏. 土壤团聚体的稳定机制及人类活动的影响[J]. 应用生态学报, 2002, 13(11): 1491–1494

[43] Beare M H, Hendrix P F, Coleman D C. Water-stable aggregates and organic matter fractions in conventional-and no-tillage soils[J]. Soil Science Society of America Journal, 1994, 58(3): 777–786

[44] Beare M H, Hendrix P F, Cabrera M L, et al. Aggregate-protected and unprotected organic matter pools in conventional- and no-tillage soils[J]. Soil Science Society of America Journal, 1994, 58(3): 787–795

[45] Oren R, Ellsworth D S, Johnsen K H, et al. Soil fertility limits carbon sequestration by forest ecosystems in a CO_2-enriched atmosphere[J]. Nature, 2001, 411(6836): 469–472

[46] 梁玉衡. 论土壤团粒结构与土壤肥力的关系[J]. 土壤通报, 1983(1): 30–32

[47] 黄不凡. 绿肥、麦秸还田培养地力的研究. Ⅰ. 对土壤有机质和团聚体性状的影响[J]. 土壤学报, 1984(2): 58–63

[48] 姜岩, 窦森. 土壤施用有机物料后重组有机质变化规律的探讨. Ⅰ. 对有机无机复合及腐殖质结合形态的影响[J]. 土壤学报, 1987, 24(2): 97–104

[49] 李映强, 曾觉廷. 不同耕作制下水稻土有机物质变化及其团聚作用[J]. 土壤学报, 1991, 28(4): 404–409

[50] Palm C A, Gachengo C N, Delve R J, et al. Organic inputs for soil fertility management in tropical agroecosystems: Application of an organic resource database[J]. Agric Ecosyst Environ, 2001, 83(1/2): 27–42

[51] Fonte S J, Yeboah E, Ofori P, et al. Fertilizer and residue quality effects on organic matter stabilization in soil aggregates[J] . Soil Science Society of America Journal, 2009, 73(3): 961–966

[52] 张旭辉, 李恋卿, 潘根兴. 不同轮作制度对淮北白浆土团聚体及其有机碳的积累与分布的影响[J]. 生态学杂志, 2001, 20(2): 16–19

[53] 李恋卿, 张旭辉, 潘根兴. 退化红壤植被恢复中表层土壤微团聚体及其有机碳的分布变化[J]. 土壤通报, 2000, 31(5): 193–195

[54] Mendes I C, Bandick A K, Dick R P, et al. Microbial biomass and activities in soil aggregates affected by winter cover crops[J]. Soil Science Society of America Journal, 1999, 63(4): 873–881

[55] Chan K Y. Soil particulate organic carbon under different land use and management[J]. Soil Use and Management, 2001, 17(4): 217–221

[56] Feller C, Beare M H. Physical control of soil organic matter dynamics in the tropics[J]. Geoderma, 1997, 79(1/4): 69–116

[57] Puget P, Chenu C, Balesdent J. Dynamics of soil organic matter associated with particle-size fractions of water-stable aggregates[J]. European Journal of Soil Science, 2000, 51(4): 595–605

[58] Carter M R. Soil quality for sustainable land management: Organic matter and aggregation interactions that maintain soil function[J]. Agronomy Journal, 2002, 94(1): 38–47

[59] Oades J M, Waters A G. Aggregate hierarchy in soils[J]. Australian Journal of Soil Research, 1991, 29(6): 815–828

[60] Blanco-Canqui H, Lal R. Mechanism of C sequestration in soil aggregates[J]. Critical Review in Plant Science, 2004, 23(6): 481–504

[61] De Gryze S, Six J, Merckx R. Quantifying water-stable soil aggregate turnover and its implication for soil organic matter dynamics in a model study[J]. European Journal of Soil Science, 2006, 57(5): 693–707

[62] Kong A Y Y, Six J, Bryant D C, et al. The relationship between carbon input, aggregation, and soil organic carbon stabilization in sustainable cropping systems[J]. Soil Science Society of America Journal, 2005, 69(4): 1078–1085

[63] Denef K, Zotarelli L, Boddey R M, et al. Microaggregate-associated carbon as a diagnostic fraction for management-induced changes in soil organic carbon in two Oxisols[J]. Soil Biology & Biochemistry, 2007, 39(5): 1165–1172

[64] Denef K, Six J, Merckx R, et al. Carbon sequestration in microaggregates of no-tillage soils with different clay mineralogy[J]. Soil Science Society of America Journal, 2004, 68(6): 1935–1944

[65] Balabane M, Plante A F. Aggregation and carbon storage in silty soil using physical fractionation techniques[J]. European Journal of Soil Science, 2004, 55(2): 415–427

[66] Oorts K, Bossuyt H, Labreuche J, et al. Carbon and nitrogen stocks in relation to organic matter fractions, aggregation and pore size distribution in no-tillage and conventional tillage in northern France[J]. European Journal of Soil Science, 2007, 58(1): 248–259

[67] Sainju U M. Carbon and nitrogen pools in soil aggregates separated by dry and wet sieving methods[J]. Soil Sci, 2006, 171(12): 937–949

[68] Six J, Elliott E T, Paustian K. Soil structure and soil organic matter. II. A normalized stability index and the effect of mineralogy[J]. Soil Science Society of America Journal, 2000, 64(3): 1042–1049

[69] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京: 中国农业科技出版社, 2000

[70] Gale W J, Cambardella C A. Carbon dynamics of surface residue- and root-derived organic matter under simulated no-till[J]. Soil Science Society of America Journal, 2000, 64(1): 190–195

[71] 潘根兴, 赵其国. 我国农田土壤碳库演变研究: 全球变化和国家粮食安全[J]. 地球科学进展, 2005, 20(4): 384–393