

doi: 10.11838/sfsc.1673-6257.23031

不同种植年限对核桃园土壤团聚体稳定性及其有机碳组分的影响

赵雅琦¹, 栾好安^{1*}, 黄绍文^{2, 3*}

(1. 河北农业大学林学院, 河北 保定 071000; 2. 中国农业科学院农业资源与农业区划研究所 / 农业农村部植物营养与肥料重点实验室, 北京 100081; 3. 中国农业科学院农业资源与农业区划研究所 / 北方干旱半干旱耕地高效利用全国重点实验室, 北京 100081)

摘 要: 利用时空置换法, 分析核桃栽培管理过程中土壤团聚体尺度下有机碳 (SOC) 及其组分 (活性碳、惰性碳) 的演变特征, 为我国核桃园可持续发展提供科学依据。采用“合适湿度”干筛法和改良 Walkley-Black 法, 以河北省绿岭果业有限公司核桃基地 3 个种植年限核桃园 (7、14、21 年) 及临近未种植核桃的荒地为研究对象, 分析不同种植年限核桃园土壤团聚体分布和 SOC 及其组分的差异。结果表明: (1) 随种植年限的增加, 核桃园表层 (0 ~ 40 cm) 土壤 >2 和 <0.25 mm 团聚体比例分别表现出增加与降低的趋势, 从而导致土壤团聚体平均重量直径 (MWD) 随之增加 (增幅为 2.3% ~ 18.2%); 同时, 0 ~ 20 cm 土层团聚体 MWD 值显著高于 20 ~ 40 和 40 ~ 60 cm 土层。(2) 表层土壤中大粒径 (>2 和 2 ~ 0.25 mm) 团聚体 SOC (包括活性碳、惰性碳) 含量、活性及全氮含量基本表现出随种植年限增加而增加的趋势, 而深层 (40 ~ 60 cm) 土壤及 <0.25 mm 团聚体中的上述指标 (如 SOC 含量、活性及总氮含量) 对种植年限响应不敏感。(3) SOC (包括活性碳、惰性碳) 含量、SOC 活性、全氮含量、碳氮比值均随团聚体粒径降低或土壤深度增加呈现出降低的趋势。综上所述, 长期 (>14 年) 种植核桃可增加土壤团聚体稳定性, 有利于大粒径团聚体 SOC 积累, 并提高 SOC 活性, 而 <0.25 mm 团聚体及深层土壤较少受到影响。

关键词: 种植年限; 核桃园; 土壤团聚体; 活性碳; 惰性碳

土壤团聚体作为有机复合体和矿物颗粒的异质组合, 是土壤结构的物质基础和肥力的重要载体^[1]。土壤有机碳 (SOC) 作为农田生态系统的核心要素, 是衡量土壤质量的重要表征, 参与土壤中诸多重要生态功能^[2-3]。有研究指出, SOC 作为重要“胶结剂”, 对土壤团聚体的形成有重要影响, 而团聚体是 SOC 赋存的重要“微域场所” (约 90% 储存于团聚体中), 其对 SOC 的“物理保护”是土壤固碳的核心机理之一^[4-5]。值得注意的是, 土壤团聚体的数量和空间组合导致土壤内部生境 (如水、肥、气、热等) 存在差异, 进而造成不同粒径团

聚体对 SOC 的固存能力不同^[6]。目前, 有关土壤团聚体水平下 SOC 分布特征的相关研究结论不一。Wang 等^[7] 研究发现, 在川西丘陵区茶园生态系统中, 随植茶年限的增加, 土壤团聚体稳定性表现出先增加后降低的趋势; 同时, 土壤团聚体内 SOC 呈现出随团聚体粒径增加而增加的规律。林诚等^[8] 则得出相反结论, 指出在我国亚热带地区不同种植年限柑橘园中, 大粒径 (>2 mm) 团聚体 SOC 含量低于小粒径团聚体。针对上述“土壤团聚体微域内 SOC 分布特征尚不明确”的问题, 有必要从土壤团聚体尺度上深入探讨 SOC 变化, 对于改善土壤质量、提高土壤肥力具有重要意义。

近年来, 有学者指出, 农田 SOC 组成、结构复杂, 仅研究其数量上的差异不能全面地阐述其循环和转化规律; 因此, 有必要对 SOC 进行不同碳库 (活性碳、惰性碳) 归类, 描述其碳库性质, 这是进一步研究 SOC 周转特征和动态变化的重要手段^[9]。然而, 以往针对土壤团聚体内碳库特征的相关研究

收稿日期: 2023-01-16; 录用日期: 2023-02-23

基金项目: 河北省自然科学基金资助项目 (C2021204160); 河北省高校科研项目 (QN2022022); 河北农业大学引进人才科研项目 (YJ2020054); 国家重点研发计划课题 (2022YFD1600402)。

作者简介: 赵雅琦 (2003-), 本科, 研究方向为经济林土壤固碳与养分资源管理。E-mail: zhaoyaqi03@163.com。

通讯作者: 栾好安, E-mail: luanhaoan@163.com; 黄绍文, E-mail: huangshaowen@caas.cn。

多集中于施肥、耕作等农田措施,关于作物栽培管理过程中土壤团聚体尺度下碳组分的时间演变规律研究相对较少。

核桃(*Juglans regia* L.)作为我国重要的经济树种与油料树种,因其经济效益较高,加之我国对木本油料作物出台相关政策的扶持,在我国得到迅速发展。有数据表明,2017年我国核桃产量高达383万t,占世界核桃产量份额的50%,且有逐年扩大的趋势^[10]。核桃作为多年生落叶乔木,由于其田间管理(如施肥)、凋落物归还于土壤以及根系分泌物等因素,必然使得土壤团聚体分布及团聚体内碳库特征在核桃园栽培管理过程中发生一系列变化^[11]。因此,有必要在核桃园这一生态系统中开展相关研究,以维持我国核桃产业可持续、绿色发展。

本研究针对不同种植年限下核桃园土壤团聚体内碳库演变规律不明确科学问题,以河北省邢台市绿岭果业有限公司核桃基地3个种植年限(7、14、21年)核桃园与临近未种植核桃的荒地研究对象,研究并揭示我国核桃园栽培管理过程中不同土层(0~20、20~40、40~60 cm)团聚体

尺度下SOC及其碳库组分演变规律,以期为制订科学、可持续的核桃园土壤管理措施提供理论依据。

1 研究区与研究方法

1.1 研究区概况

试验地点位于河北省临城县河北绿岭果业有限公司示范基地(面积约1000 hm²; 114°30′—114°33′E, 37°29′—37°32′N)。该地为暖温带季风气候,年均气温和降水量分别为13.0℃和521 mm,无霜期为203 d,地貌以丘陵为主。

自1960年以来,考虑到核桃的经济与生态价值,当地开始大规模种植核桃,从而形成了具有一定规模不同种植年限的核桃园。本试验地以栽植年限不同的核桃园(品种为‘绿岭’)为研究对象,其栽植密度为667株/hm²,株行距为5 m×3 m。具体的农田管理措施(如施肥、除草等)相关信息见图1。值得注意的是,由于试验地土壤瘠薄,于1999年进行了大规模客土、换土(土壤取自附近田块,土壤类型为壤土,换土前对土样进行混匀,换土深度约为1 m),因此,试验地土壤本底条件基本一致。

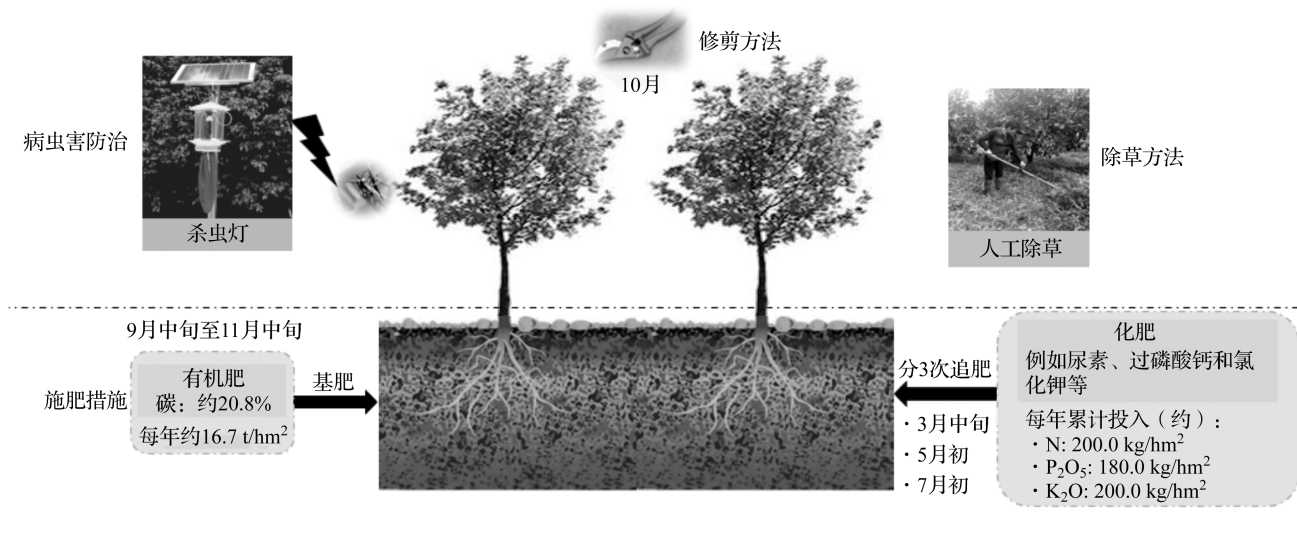


图1 本试验点主要农田管理措施

1.2 土样采集与处理

时空置换法是监测土壤相关指标“时间尺度”动态演替规律的有效手段^[12-13]。基于此法,本研究于示范基地内选取土壤条件相同、管理措施相似的3个种植年限(7、14和21年)核桃园与临近荒地土壤为研究对象。于每个核桃园(15 m×15 m)内布设3个试验点,试验点间距大于5 m;随后,在每试验点

内按“S”形布设5个采样点,于2020年9月下旬采集土壤样品,采样位置设在树冠边缘垂直下方。

具体取样方法如下:首先,将采样点土壤表面凋落物等杂质移除后,用铁铲挖出一平整剖面(深度大于60 cm)后,分3层(0~20、20~40、40~60 cm)取未被扰动的原状土壤,剥除与铁铲接触而被破坏的土壤后置于PVC盒中,确保土壤样品在送

回实验室前仍能保持原有结构；随后，于实验室内将每个小区同一土层的 5 个原状土壤沿自然剖面轻轻剥开，去除根系、残茬等杂质，过 8 mm 筛后混合均匀；最后，将上述过 8 mm 筛的土壤样品分为两组，一组过 2 或 0.15 mm 筛用于土壤理化性状测定，另一组用于团聚体干筛分级。

土壤团聚体分级采用“合适湿度”干筛法进行分级^[14]。首先，将筛分后过 8 mm 筛的土壤样品冷干至 10% 含水量后，称取约 100 g 土壤样品置于 2 个堆叠在一起的筛子（上面筛子直径为 2 mm，下面筛子直径为 0.25 mm）顶部，手动将套筛以上下振幅 3 cm、30 次/min 的频率筛分 6 min，将置于筛子上的团聚体样品（依次为 >2 mm 团聚体、2 ~ 0.25 mm 大团聚体、<0.25 mm 团聚体）收集、风干、称重，用于计算土壤团聚体比例及稳定性等指标。最后，将风干后的团聚体样品过筛（2 或 0.15 mm）用于理化指标分析。

1.3 测定项目及方法

土壤 pH 使用复合电极 pH 计测定（水土比为 2.5 : 1）；土壤容重采用环刀法测定；SOC 采用重铬酸钾容量法（外加热法）测定；土壤全氮用半微量凯氏定氮法测定^[15]。

土壤及各粒径团聚体内碳组分采用改良 Walkley-Black 法进行测定^[16]。首先，将 0.5 g 土样（<0.15 mm）置于盛有 10 mL 高锰酸钾（0.167 mol/L）的锥形瓶中；随后，加入 5、10 或 20 mL 浓 H₂SO₄（18 mol/L）以产生梯度氧化条件。最后，依据 SOC 可氧化性，将 SOC 分为 4 种碳组分：（1）5 mL 浓 H₂SO₄ 氧化的 SOC 为高度活性有机碳（C₁）；

（2）10 mL 浓 H₂SO₄ 与 5 mL 浓 H₂SO₄ 氧化的 SOC 差值为中度活性有机碳（C₂）；（3）20 mL 浓 H₂SO₄ 与 10 mL 浓 H₂SO₄ 氧化的 SOC 差值为低度活性有机碳（C₃）；（4）SOC 与 20 mL 浓 H₂SO₄ 氧化的 SOC 差值为非氧化有机碳（C₄）。其中，C₁ 和 C₂ 为活性碳，C₃ 和 C₄ 为惰性碳。

1.4 数据处理及分析

土壤团聚体稳定性的计算公式如下^[17]：

$$\text{平均重量直径 (MWD)} = \sum_{i=1}^3 (X_i \times W_i) \quad (1)$$

式中，X_i 是团聚体平均直径（mm）；W_i 是团聚体质量百分比（%）。

SOC 的活度系数（LI）计算公式如下^[16]：

$$LI = \frac{C_1 \times 3 + C_2 \times 2 + C_3}{SOC} \quad (2)$$

式中，C₁、C₂ 和 C₃ 分别为高度、中度和低度活性有机碳。

本研究中数据均使用 SPSS 18.0 进行统计分析，采用单因素方差分析（one-way ANOVA）评估处理（种植年限、土壤深度和团聚体粒径）间土壤相关指标的差异，采用邓肯检验法评价差异显著性（P<0.05）。同时，以种植年限、团聚体粒径和土壤深度为主要因子，采用双因素分析或三因素分析评估上述因子对土壤指标影响的主效应及其交互作用。

2 结果与分析

2.1 不同种植年限核桃园土壤理化性状特征

由表 1 可知，不同种植年限对核桃园土壤性状

表 1 不同种植年限核桃园不同土层（0 ~ 20、20 ~ 40 和 40 ~ 60 cm）土壤理化性状

指标	种植年限	土壤深度		
		0 ~ 20 cm	20 ~ 40 cm	40 ~ 60 cm
pH	荒地	7.86 ± 0.20b	8.05 ± 0.09a	8.23 ± 0.08a
	7	8.08 ± 0.08ab	8.08 ± 0.16a	8.20 ± 0.05a
	14	8.07 ± 0.03ab	8.13 ± 0.04a	8.18 ± 0.11a
	21	8.09 ± 0.06a	8.14 ± 0.12a	8.20 ± 0.17a
		8.03B	8.10B	8.20A
容重 (g/cm ³)	荒地	1.40 ± 0.03a	1.43 ± 0.04a	1.49 ± 0.04a
	7	1.36 ± 0.04a	1.41 ± 0.05ab	1.46 ± 0.04a
	14	1.28 ± 0.03b	1.36 ± 0.03ab	1.47 ± 0.07a
	21	1.29 ± 0.05b	1.33 ± 0.06b	1.50 ± 0.05a
		1.33C	1.39B	1.48A



续表

指标	种植年限	土壤深度		
		0 ~ 20 cm	20 ~ 40 cm	40 ~ 60 cm
土壤有机碳 (g/kg)	荒地	6.09 ± 0.62b	3.86 ± 0.32b	3.94 ± 0.36a
	7	6.69 ± 0.74b	4.53 ± 0.23b	4.13 ± 0.28a
	14	7.64 ± 0.70ab	4.69 ± 0.18b	4.03 ± 0.38a
	21	9.23 ± 1.24a	6.11 ± 0.87a	3.63 ± 0.54a
		7.41A	4.80B	3.93C
全氮 (g/kg)	荒地	1.15 ± 0.10b	0.78 ± 0.04b	0.80 ± 0.06a
	7	1.08 ± 0.05b	0.81 ± 0.07b	0.76 ± 0.06a
	14	1.26 ± 0.07ab	0.89 ± 0.14ab	0.78 ± 0.10a
	21	1.46 ± 0.17a	1.11 ± 0.25a	0.82 ± 0.10a
		1.24A	0.90B	0.79B
碳氮比	荒地	5.30 ± 0.07b	5.01 ± 0.71a	4.91 ± 0.35a
	7	6.20 ± 0.41a	5.60 ± 0.52a	5.48 ± 0.20a
	14	6.06 ± 0.51a	5.33 ± 0.58a	5.21 ± 0.20a
	21	6.31 ± 0.15a	5.58 ± 0.46a	4.42 ± 0.30a
		5.96A	5.38B	5.01B

注：同一列中不同小写字母表示同一土壤深度不同种植年限处理间差异显著 ($P<0.05$)；同一行中不同大写字母表示不同土壤深度间差异显著 ($P<0.05$)；表中加粗数据为同一土层不同处理间的指标平均值。下同。

产生显著影响，但其影响规律在各土层间表现不同。在 0 ~ 40 cm 土层中，3 个核桃园（7、14 和 21 年）土壤 pH 值较荒地而言，均有不同程度的提高；同时，随着核桃园种植年限的增加，土壤容重表现出降低的趋势，而 SOC、全氮（TN）含量与碳氮比（C/N）值则表现出升高的趋势。此外，不同种植年限核桃园间，随土壤深度的增加，容重表现出增加的趋势，而 SOC、TN 含量与 C/N 值表现出降低的趋势。

2.2 不同种植年限核桃园土壤团聚体组成及其稳定性特征

不同种植年限核桃园土壤团聚体组成以 >2 和 2 ~ 0.25 mm 团聚体为主（86.2% ~ 92.1%），而 <0.25 mm 团聚体仅占很小一部分（7.9% ~ 13.8%）（图 2a）。随核桃园种植年限的延长，各粒径团聚体变化趋势有所不同，在 0 ~ 20 和 20 ~ 40 cm 土层中，种植 21 年的核桃园土壤中 >2 mm 团聚体比例较荒地分别提高 13.6% 和 26.0%，而 2 ~ 0.25 和 <0.25 mm 团聚体比例较荒地均有不同程度的降低。此外，随土壤深度的增加，>2 mm 团聚体比例呈现出降低的趋势，而 2 ~ 0.25 和 <0.25 mm 团聚体则表现出相反趋势。

研究表明，MWD 是衡量土壤团聚体稳定性和土壤物理质量的关键指标^[11]。如图 2b 所示，不

同种植年限核桃园土壤 0 ~ 20 和 20 ~ 40 cm 土层的 MWD 值较荒地分别提高 2.3% ~ 10.1% 和 4.9% ~ 18.2%。此外，随土层加深，MWD 值呈现降低的趋势，其中 0 ~ 20 cm 土层显著高于 20 ~ 40 和 40 ~ 60 cm 土层（增幅为 16.3% ~ 19.9%）。

2.3 不同种植年限核桃园土壤团聚体内 SOC 与 TN 分布特征

不同种植年限核桃园各土层团聚体 SOC 含量均在 >2 mm 团聚体中处于最高水平，2 ~ 0.25 mm 团聚体次之，而 <0.25 mm 团聚体 SOC 含量最低（表 2）。随核桃园种植年限的增加，0 ~ 40 cm 土层大粒径团聚体中 SOC 呈现增加趋势。此外，随土壤深度的增加，各粒径团聚体中 SOC 均呈现出降低的趋势，其中 0 ~ 20 cm 土层团聚体 SOC 含量高于其他土层。

TN 含量在不同种植年限核桃园各团聚体中的变化规律与 SOC 相似（表 3）。在 0 ~ 40 cm 土层中，土壤各团聚体中 TN 含量均以 21 年核桃园最高，荒地最低。随土壤团聚体粒径降低，0 ~ 20 和 20 ~ 40 cm 土层 TN 含量均呈降低的趋势，其中大粒径团聚体 TN 含量显著高于 <0.25 mm 团聚体。此外，随土壤深度增加，各粒径团聚体中 TN 含量均呈降低的趋势。

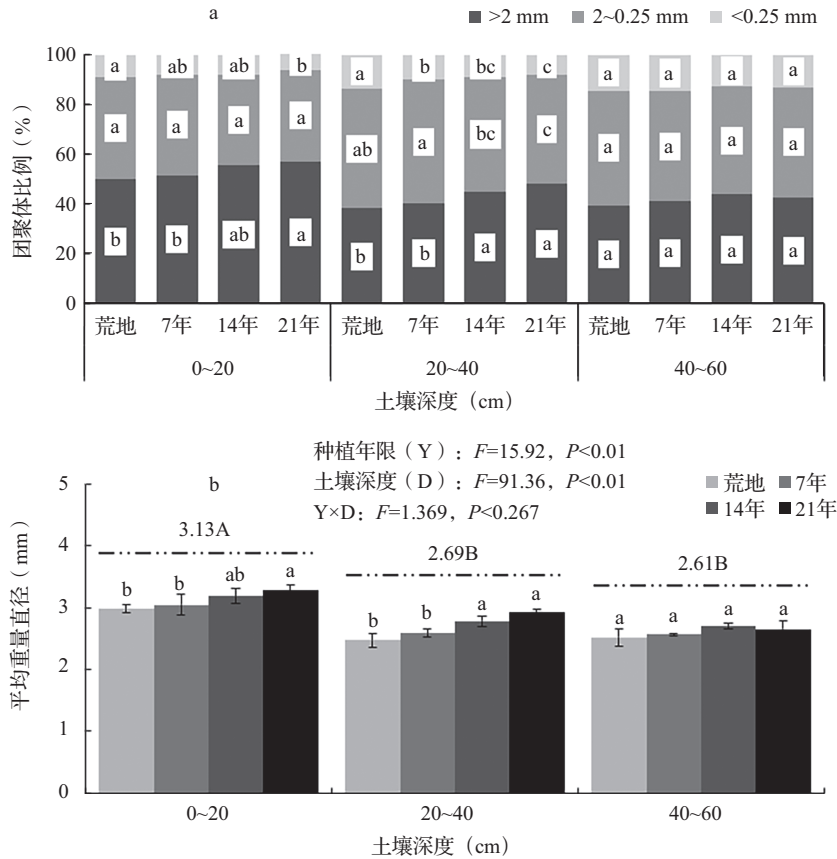


图2 不同种植年限核桃园不同土层土壤团聚体组成及稳定性

注：图中虚线上大写字母表示不同土壤深度间显著差异；小写字母表示同一土壤深度不同种植年限处理间差异显著（ $P<0.05$ ）。虚线上数据为同一土壤深度不同种植年限的平均重量直径平均值。下同。

表2 不同种植年限核桃园不同土层土壤团聚体有机碳含量 (g/kg)

土层 (cm)	种植年限	土壤团聚体粒径		
		>2 mm	2 ~ 0.25 mm	<0.25 mm
0 ~ 20	荒地	6.82 ± 0.29b	5.43 ± 0.51c	4.96 ± 0.21a
	7	7.35 ± 0.50b	6.12 ± 0.35bc	5.35 ± 0.36a
	14	8.51 ± 1.50ab	6.72 ± 0.42b	5.10 ± 0.59a
	21	9.37 ± 1.28a	7.82 ± 0.46a	5.32 ± 0.57a
20 ~ 40	荒地	8.01A	6.52B	5.18C
	7	3.95 ± 0.42c	3.78 ± 0.12c	3.29 ± 0.23a
	14	4.79 ± 0.37b	4.40 ± 0.40bc	3.55 ± 0.43a
	21	5.18 ± 0.21b	4.73 ± 0.28b	3.45 ± 0.41a
40 ~ 60	荒地	6.54 ± 0.37a	5.50 ± 0.47a	3.85 ± 0.28a
	7	5.12A	4.60B	3.53C
	14	4.05 ± 0.15a	3.95 ± 0.07a	3.19 ± 0.21a
	21	4.16 ± 0.27a	4.19 ± 0.16a	3.30 ± 0.20a
	14	4.20 ± 0.17a	4.19 ± 0.08a	3.41 ± 0.21a
	21	4.06 ± 0.31a	4.11 ± 0.27a	3.35 ± 0.22a
		4.12A	4.11A	3.31B

表 3 不同种植年限核桃园不同土层土壤团聚体内全氮含量 (g/kg)

土层 (cm)	种植年限	土壤团聚体粒径		
		>2 mm	2 ~ 0.25 mm	<0.25 mm
0 ~ 20	荒地	1.26 ± 0.03b	0.99 ± 0.03b	0.99 ± 0.03a
	7	1.18 ± 0.05b	0.97 ± 0.05b	0.97 ± 0.10a
	14	1.31 ± 0.10ab	1.09 ± 0.09b	1.04 ± 0.08a
	21	1.47 ± 0.17a	1.28 ± 0.11a	1.05 ± 0.10a
		1.31A	1.08B	1.01B
20 ~ 40	荒地	0.83 ± 0.07b	0.72 ± 0.05c	0.75 ± 0.02b
	7	0.83 ± 0.08b	0.82 ± 0.04bc	0.82 ± 0.05ab
	14	0.92 ± 0.05b	0.86 ± 0.05ab	0.84 ± 0.02ab
	21	1.10 ± 0.06a	0.98 ± 0.11a	0.86 ± 0.09a
		0.92A	0.84AB	0.82B
40 ~ 60	荒地	0.78 ± 0.02a	0.81 ± 0.03a	0.80 ± 0.02ab
	7	0.75 ± 0.03a	0.79 ± 0.04a	0.77 ± 0.03b
	14	0.80 ± 0.10a	0.79 ± 0.04a	0.84 ± 0.02a
	21	0.80 ± 0.03a	0.81 ± 0.05a	0.81 ± 0.03ab
		0.78A	0.80A	0.80A

由图 3 可知, 种植年限、团聚体粒径和土壤深度均显著影响 C/N 值 ($P<0.001$)。根据其 F 值显示, 团聚体 ($F=102.51$) 对 C/N 值的影响最大, 土壤深度 ($F=61.01$) 次之, 种植年限 ($F=9.16$) 影响最低。具体而言, 核桃园土壤各土层团聚体 C/N

值较荒地均有不同程度的增加 (除 20 ~ 40 cm 土层 <0.25 mm 团聚体外)。在 0 ~ 60 cm 土层中, >2 和 2 ~ 0.25 mm 团聚体 C/N 值均显著 ($P<0.05$) 高于 <0.25 mm 团聚体。此外, 土壤团聚体 C/N 值随土壤深度增加呈现出降低的趋势。

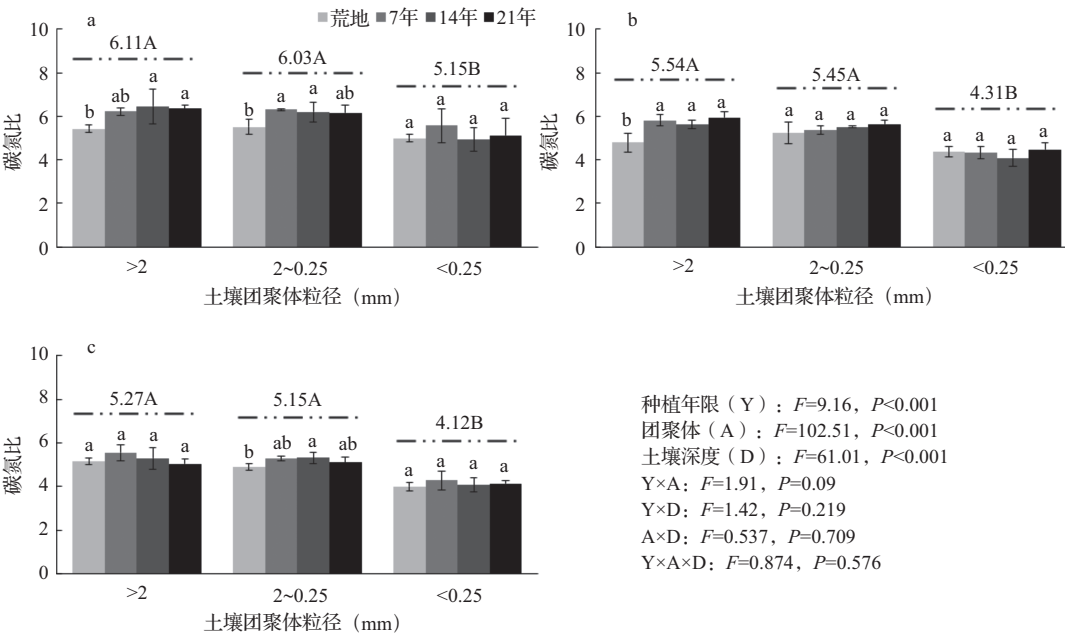


图 3 不同种植年限核桃园 0 ~ 20、20 ~ 40 和 40 ~ 60 cm 土层团聚体内碳氮比
注: 图 a、b、c 分别为 0 ~ 20、20 ~ 40、40 ~ 60 cm 土层。

2.4 不同种植年限核桃园土壤团聚体碳库组分及其稳定性特征

由表 4 可知，不同种植年限核桃园活性碳含量在 0 ~ 40 cm 土层各团聚体中表现出相同的趋势，即荒地 <7 年 <14 年 <21 年。在土壤各土层中，>2 和 2 ~ 0.25 mm 团聚体中活性碳含量均显著高于 <0.25 mm 团聚体。此外，土壤各团聚体活性碳含量均表现出随土壤深度增加而降低的趋势。

不同种植年限对土壤惰性碳含量的影响主要集中于大粒径团聚体与 0 ~ 40 cm 土层，对 <0.25 mm 团聚体及 40 ~ 60 cm 土层惰性碳无显著影响（表 5）。惰性碳在土壤各土层间及各团聚体间表现出与活性碳相似的规律，即随团聚体粒径降低或土壤深度增加，惰性碳表现出降低的趋势。此外，综合分析表 4 与表 5 中的数据可知，种植年限、土壤深度、团聚体粒径对活性碳的影响要强于惰性碳。

表 4 不同种植年限核桃园不同土层土壤团聚体内活性碳含量 (g/kg)

土层 (cm)	种植年限	土壤团聚体粒径		
		>2 mm	2 ~ 0.25 mm	<0.25 mm
0 ~ 20	荒地	2.74 ± 0.20c	2.12 ± 0.27c	1.82 ± 0.11a
	7	3.37 ± 0.29bc	2.61 ± 0.23bc	1.91 ± 0.04a
	14	3.99 ± 0.67ab	3.12 ± 0.36ab	1.99 ± 0.21a
	21	4.49 ± 0.50a	3.46 ± 0.38a	1.97 ± 0.19a
		3.65A	2.83B	1.92C
20 ~ 40	荒地	1.47 ± 0.19c	1.39 ± 0.10c	1.13 ± 0.15a
	7	1.75 ± 0.15c	1.65 ± 0.11b	1.27 ± 0.15a
	14	2.02 ± 0.10b	1.82 ± 0.06b	1.30 ± 0.10a
	21	2.82 ± 0.11a	2.25 ± 0.13a	1.34 ± 0.03a
		2.01A	1.78A	1.26B
40 ~ 60	荒地	1.45 ± 0.05a	1.36 ± 0.03b	1.07 ± 0.09a
	7	1.54 ± 0.06a	1.52 ± 0.09b	1.12 ± 0.07a
	14	1.54 ± 0.18a	1.56 ± 0.03a	1.17 ± 0.13a
	21	1.56 ± 0.06a	1.52 ± 0.12b	1.14 ± 0.12a
		1.52A	1.49A	1.12B

表 5 不同种植年限核桃园不同土层土壤团聚体内惰性碳含量 (g/kg)

土层 (cm)	种植年限	土壤团聚体粒径		
		>2 mm	2 ~ 0.25 mm	<0.25 mm
0 ~ 20	荒地	4.08 ± 0.13a	3.31 ± 0.24b	3.14 ± 0.12a
	7	3.98 ± 0.21a	3.51 ± 0.14b	3.44 ± 0.36a
	14	4.53 ± 0.91a	3.60 ± 0.20b	3.11 ± 0.41a
	21	4.88 ± 0.79a	4.36 ± 0.09a	3.35 ± 0.40a
		4.37A	3.69B	3.26B
20 ~ 40	荒地	2.48 ± 0.23c	2.39 ± 0.03b	2.16 ± 0.24a
	7	3.04 ± 0.22b	2.75 ± 0.40ab	2.28 ± 0.29a
	14	3.16 ± 0.14b	2.91 ± 0.22ab	2.15 ± 0.39a
	21	3.73 ± 0.30a	3.25 ± 0.34a	2.51 ± 0.25a
		3.10A	2.82A	2.27B
40 ~ 60	荒地	2.61 ± 0.13a	2.58 ± 0.04a	2.12 ± 0.12a
	7	2.61 ± 0.26a	2.67 ± 0.09a	2.18 ± 0.15a
	14	2.66 ± 0.07a	2.63 ± 0.05a	2.24 ± 0.10a
	21	2.50 ± 0.26a	2.59 ± 0.17a	2.21 ± 0.10a
		2.59A	2.62A	2.19B

活度系数作为反映 SOC 活性及稳定性的重要指标, 其值高表示 SOC 稳定性低、活性高, 其值低则表示 SOC 稳定性高、活性低^[18]。如图 4 所示, 种植年限、团聚体粒径和土壤深度均对 SOC 活度系数有显著影响 ($P<0.001$), 且土壤深度对 SOC 活度系数影响最大 ($F=141.69$), 团聚体粒径

次之 ($F=94.57$), 种植年限 ($F=21.96$) 最低。14 和 21 年核桃园土壤各土层大粒径团聚体 SOC 活度系数均高于荒地。在土壤各土层中, >2 和 $2 \sim 0.25$ mm 团聚体 SOC 活度系数显著 ($P<0.05$) 高于 <0.25 mm 团聚体。同时, SOC 活度系数在土壤各土层间表现出随土壤深度增加而降低的趋势。

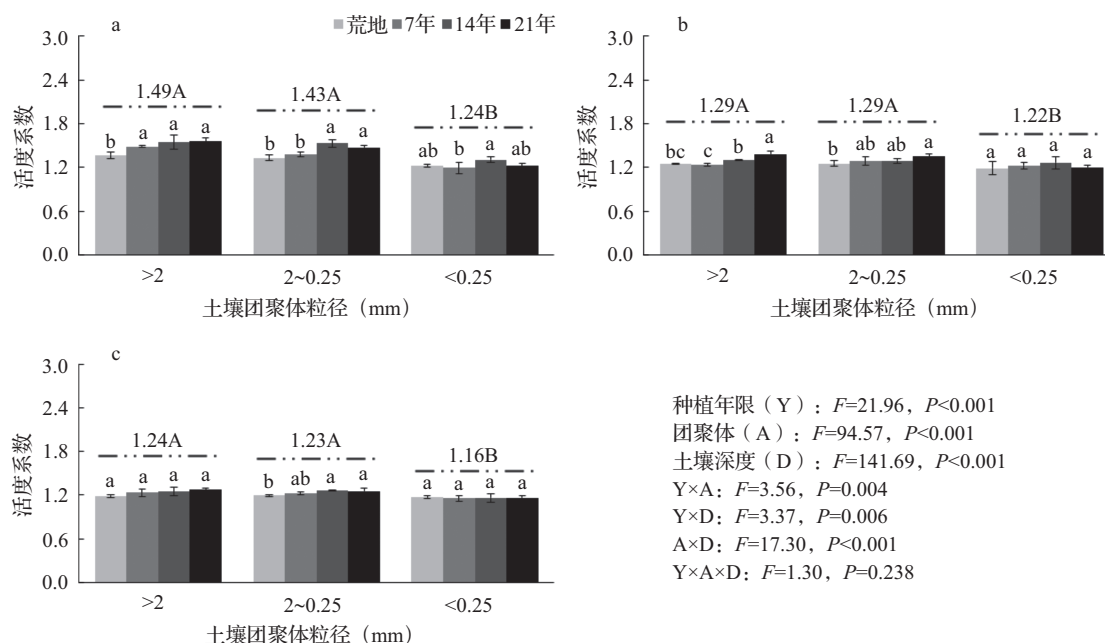


图 4 不同种植年限核桃园 0 ~ 20、20 ~ 40 和 40 ~ 60 cm 土层团聚体内有机碳活度系数值

注: 图 a、b、c 分别为 0 ~ 20、20 ~ 40、40 ~ 60 cm 土层。

3 讨论

3.1 种植年限对核桃园土壤团聚体组成及稳定性的影响

作为土壤结构的基本单元, 团聚体是反映土壤结构稳定性和评价土壤质量的重要指征^[19]。本试验结果表明, 长期栽培核桃有利于 0 ~ 40 cm 土层中 >2 mm 团聚体的形成, 从而对土壤团聚体稳定性产生积极影响 (图 2)。以往研究表明, 在橘园生态系统中, 随种植年限的增加, 土壤团聚体稳定性随之增加^[20], 这与本试验结果类似。有研究指出, 大粒径团聚体主要通过微生物分泌物及有机胶结剂 (如植物残体等) 的“缠绕和胶结作用”将小粒径团聚体聚合形成^[21]。因此, 本研究中长期核桃园栽植过程中有机肥持续投入为土壤团粒结构的形成提供胶结剂, 从而增加土壤团聚体稳定性。此外, 由于核桃园中覆盖物 (凋落物等) 较多, 可增加土壤水分入渗率和缓冲

雨水对土壤的冲击, 从而利于土壤团聚体结构的稳定^[22]。

本试验还发现, 随着土壤深度的增加, 土壤团聚体稳定性随之降低; 同时, 种植年限对核桃园深层土壤 (40 ~ 60 cm) 团聚体结构无显著影响 (图 2)。造成上述现象的主要原因可归纳为以下两点: (1) 荒地开垦为核桃园后, 其生长过程中产生的凋落物多存于地表, 这大大增加了表层土壤碳来源^[23]; (2) 在核桃园栽培管理过程中, 有机肥多采用环状沟施 (沟深 30 cm 左右) 的方式施用于土壤, 二者结合表明深层土壤受外界环境的影响较少, 因此, 其团聚体稳定性低于表层土壤, 且较难受到种植年限的影响。

3.2 种植年限对核桃园土壤团聚体有机碳及其碳库组分特征的影响

研究表明, 土壤碳及养分的赋存是动态平衡的过程, 也是外源养分投入与输出共同作用的结果^[5, 24]。本研究中, 核桃园 0 ~ 40 cm 土层中大粒径团聚体

SOC 和 TN 含量均高于荒地。这主要归因于核桃园中凋落物和化肥、有机肥的持续投入,为土壤提供了大量碳、氮资源(增加碳、氮投入);此外,土壤团聚体稳定性的提高及地表凋落的覆盖减少了核桃园土壤的碳、氮流失(降低碳、氮输出)^[25]。综合而言,碳、氮输入的增加与输出的减少共同作用,造成核桃园土壤大粒径团聚体 SOC、TN 含量高于荒地。同时,<0.25 mm 团聚体中 SOC、TN 含量对核桃园栽培管理过程中的措施反应不敏感,这可归因于 <0.25 mm 团聚体作为土壤中相对稳定的组分^[26],受其内矿物及粘粒组分的保护,很难受到外界环境的影响。本研究还发现,土壤团聚体 SOC、TN 含量随粒径降低呈降低的趋势,这与 Yao 等^[27]对黄土高原北部开展的相关研究结果相似,表明大粒径团聚体对土壤碳、氮的供应与储存能力较强,可通过“团聚体等级模型”理论来解释^[28],该理论指出大粒径团聚体是由小粒径团聚体通过有机胶结剂(富碳)等“黏连”形成,造成大粒径团聚体中富集更多的碳及养分。此外,正如上节中所述,凋落物及有机肥的施用位置决定了表层土壤中 SOC、TN 含量高于深层土壤。C/N 是衡量 SOC 降解程度的重要指标,其值高表明 SOC 分解程度低,值低则表明 SOC 分解程度高^[29]。本试验中的数据表明,表层土壤 C/N 值显著高于深层土壤,大粒径团聚体显著高于 <0.25 mm 团聚体(图 3)。因此,可推断出核桃园土壤大粒径团聚体或表层土壤中 SOC 分解程度低,而小粒径团聚体或深层土层中 SOC 分解程度高。

土壤碳库作为陆地生态系统中最大且最活跃的碳库,弄清其构成、归类等特征,是深入分析 SOC 固存、周转特征的有效手段^[5]。本研究中,种植年限、团聚体粒径、土壤深度等因素对活性碳与惰性碳的影响表现出与 SOC 相似的规律,且上述 3 个因素对活性碳的影响要强于惰性碳。上述发现可通过有机投入资源特性来解释:有机肥及凋落物中碳组分多为易降解碳组分,将其施用、归还于土壤会大大提高活性碳数量^[30-31],这也可以解释为何核桃园土壤团聚体 SOC 活性高于荒地(图 4)。本研究还发现,表层土壤 SOC 活性显著高于深层土壤,而大粒径团聚体 SOC 活性显著高于 <0.25 mm 团聚体。Smith 等^[32]指出,当养分资源等(碳、氮)不足时,微生物会优先分解土壤活性碳资源以满足其生长需求。本试验中深层土壤与 <0.25 mm 团聚体

中碳、氮资源较少(表 2 和表 3),因此,其内部部分活性碳被微生物利用,造成 SOC 活性降低。

4 结论

长期栽植核桃可改善土壤团聚体稳定性,并有利于表层土壤(0 ~ 40 cm)大粒径团聚体 SOC 积累及其活性提高。大粒径(>2 和 2 ~ 0.25 mm)团聚体作为土壤的主要部分,对核桃栽培管理过程中碳及养分的投入有很好的固存作用,而 <0.25 mm 团聚体对种植年限的响应不敏感。此外,由于农田管理措施(施肥、耕作等)主要集中于表层土壤,导致表层土壤中 SOC 含量及其活性均高于深层土壤。本研究结果可初步阐明核桃园栽培管理过程中土壤团聚体尺度下 SOC 及其碳组分演变规律,为制订科学、可持续的核桃园土壤管理措施提供理论依据。

参考文献:

[1] Li S, Gu X, Zhuang J, et al. Distribution and storage of crop residue carbon in aggregates and its contribution to organic carbon of soil with low fertility[J]. Soil and Tillage Research, 2016, 155: 199-206.

[2] 徐明岗, 张旭博, 孙楠, 等. 农田土壤固碳与增产协同效应研究进展[J]. 植物营养与肥料学报, 2017, 23 (6): 1441-1449.

[3] Wiesmeier M, Urbanski L, Hobley E, et al. Soil organic carbon storage as a key function of soils-A review of drivers and indicators at various scales[J]. Geoderma, 2019, 333: 149-162.

[4] 乔鑫鑫, 王艳芳, 李乾云, 等. 复种模式对豫西褐土团聚体稳定性及其碳、氮分布的影响[J]. 植物营养与肥料学报, 2021, 27 (3): 380-391.

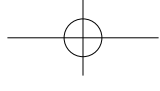
[5] 李江涛, 钟晓兰, 赵其国. 施用畜禽粪便和化肥对土壤活性有机碳库和团聚体稳定性影响[J]. 水土保持学报, 2010, 24 (1): 233-238.

[6] He Y, Zhang W, Xu M, et al. Long-term combined chemical and manure fertilizations increase soil organic carbon and total nitrogen in aggregate fractions at three typical cropland soils in China[J]. Science of the Total Environment, 2015, 532: 635-644.

[7] Wang S, Li T, Zheng Z. Tea plantation age effects on soil aggregate-associated carbon and nitrogen in the hilly region of western Sichuan, China[J]. Soil and Tillage Research, 2018, 180: 91-98.

[8] 林诚, 郑祥洲, 郭宝玲, 等. 亚热带地区不同种植年限果园土壤团聚体结构及有机碳、氮分布特征[J]. 农业环境科学学报, 2019, 38 (7): 1560-1566.

[9] 余健, 房莉, 卞正富, 等. 土壤碳库构成研究进展[J]. 生态学报, 2014, 34 (17): 4829-4838.



- [10] Meisen S A, Smanalieva J, Oskonbaeva Z, et al. Intraspecific variability overlays abiotic site effects on some quality parameters of walnut (*Juglans regia* L.) fruits from Kyrgyzstan[J]. European Food Research and Technology, 2020, 247: 363–373.
- [11] 王晟强, 郑子成, 李廷轩. 植茶年限对土壤团聚体氮、磷、钾含量变化的影响[J]. 植物营养与肥料学报, 2013, 19(6): 1393–1402.
- [12] Sparling G, Ross D, Trustrum N, et al. Recovery of topsoil characteristics after landslip erosion in dry hill country of New Zealand, and a test of the space-for-time hypothesis[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2003, 35(12): 1575–1586.
- [13] Luan H, Zhang X, Liu Y, et al. The microbial-driven C dynamics within soil aggregates in walnut orchards of different ages based on microbial biomarkers analysis[J]. Catena, 2022, 211: 105999.
- [14] Mao L, Tang L, Ye S, et al. Soil organic C and total nitrogen as well as microbial biomass C and N affect aggregate stability in a chronosequence of Chinese fir plantations[J]. European Journal of Soil Biology, 2021, 106: 103347.
- [15] 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.
- [16] Chan K Y, Bowman A, Oates A. Oxidizable organic carbon fractions and soil quality changes in an Oxic Oaleustalf under different pasture leys[J]. Soil Science, 2001, 166(1): 61–67.
- [17] 蔡琳, 杨予静, 种玉洁, 等. 亚热带退化森林不同恢复方式对土壤团聚体胶结物质及稳定性的影响[J]. 生态学报, 2023, 43(9): 1–10.
- [18] Nandan R, Singh V, Singh S S, et al. Impact of conservation tillage in rice-based cropping systems on soil aggregation carbon pools and nutrients[J]. Geoderma, 2019, 340: 104–114.
- [19] Zhong X, Li J, Li X, et al. Physical protection by soil aggregates stabilizes soil organic carbon under simulated n deposition in a subtropical forest of China[J]. Geoderma, 2017, 285: 323–332.
- [20] Zheng J, Wang L, Zhao J, et al. Forty-year-old orchards promote carbon storage by changing aggregate-associated enzyme activities and microbial communities[J]. Catena, 2022, 213: 106195.
- [21] Guo Z, Zhang L, Yang W, et al. Aggregate stability under long-term fertilization practices: The case of eroded ultisols of South-Central China[J]. Sustainability, 2019, 11(4): 1169.
- [22] 周纯亮, 吴明. 中亚热带四种森林土壤团聚体及其有机碳分布特征[J]. 土壤, 2011, 43(3): 406–410.
- [23] 李娟, 韩霁昌, 陈超, 等. 黄土高原丘陵沟壑区土地利用方式对土壤团聚体特征的影响[J]. 水土保持学报, 2017, 31(1): 248–253, 259.
- [24] Rumpel C, Amiraslani F, Chenu C, et al. The 4p1000 initiative: Opportunities, limitations and challenges for implementing soil organic carbon sequestration as a sustainable development strategy[J]. Ambio, 2019, 49: 350–360.
- [25] 黄永珍, 王晟强, 叶绍明. 杉木林分类型对表层土壤团聚体有机碳及养分变化的影响[J]. 应用生态学报, 2020, 31(9): 2857–2865.
- [26] Cyle K T, Hill N, Young K, et al. Substrate quality influences organic matter accumulation in the soil silt and clay fraction[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2016, 103: 138–148.
- [27] Yao Y, Ge N, Yu S, et al. Response of aggregate associated organic carbon, nitrogen and phosphorous to re-vegetation in agro-pastoral ecotone of northern China[J]. Geoderma, 2019, 341: 172–180.
- [28] 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.
- [29] Wiesmeier M, Hübner R, Barthold F, et al. Amount, distribution and driving factors of soil organic carbon and nitrogen in cropland and grassland soils of southeast Germany (Bavaria)[J]. Agriculture, Ecosystems and Environment, 2013, 176(15): 39–52.
- [30] 张久明, 匡恩俊, 刘亦丹, 等. 有机肥替代不同比例化肥对土壤有机碳组分的影响[J]. 麦类作物学报, 2021, 41(12): 1534–1540.
- [31] Zhang P, Chen X, Wei T, et al. Effects of straw incorporation on the soil nutrient contents, enzyme activities, and crop yield in a semiarid region of China[J]. Soil and Tillage Research, 2016, 160: 65–72.
- [32] Smith A P, Marín-Spiotta E, de Graaff M A, et al. Microbial community structure varies across soil organic matter aggregate pools during tropical land cover change[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2014, 77: 292–303.

Effects of different plantation ages on soil aggregate stability and aggregate-associated organic carbon fractions in walnut orchards

ZHAO Ya-qi¹, LUAN Hao-an^{1*}, HUANG Shao-wen^{2, 3*} (1. College of Forestry, Hebei Agricultural University, Baoding Hebei 071000; 2. Institute of Agricultural Resources and Regional Planning, Chinese Academy of Agricultural Sciences/Key Laboratory of Plant Nutrition and Fertilizer, Ministry of Agriculture and Rural Affairs, Beijing 100081; 3. Institute of Agricultural Resources and Regional Planning, Chinese Academy of Agricultural Sciences/State Key Laboratory of Efficient Utilization of Arid and Semi-arid Arable Land in Northern China, Beijing 100081)

Abstract: By using the method of space-for-time replacement, we analyzed the evolution characteristics of soil organic carbon (SOC) and its fractions (active carbon and passive carbon) within soil aggregates during the walnut planting process

for providing scientific basis for sustainable development of walnut orchards in China. Three walnut plantations of different ages (7, 14 and 21 years) and the adjacent wasteland without walnut planting were selected as the research objects in the walnut demonstration base of Hebei Lvling Fruit Industry Co., Ltd. By using the optimal-moisture sieving method and modified Walkley-Black method, we analyzed the differences in soil aggregate distribution and aggregate-associated SOC and its fractions across walnut orchards with different planting years. Results showed that: (1) The proportions of >2 and <0.25 mm aggregates in the surface soil (0–40 cm) were increased and declined with increasing walnut plantation ages, respectively, which caused the values of mean weight diameter (MWD) was increased with increasing walnut plantation ages (increased by 2.3%–18.2%). Meanwhile, the values of MWD within aggregates in the 0–20 layer were significantly higher than those in the 20–40 and 40–60 cm layers. (2) As the walnut plantation ages increased, the contents of SOC (both active carbon and passive carbon) and total nitrogen as well as SOC activity of the larger aggregates (>2 and 2–0.25 mm) in the surface soils increased basically. However, the SOC contents, SOC activity and total nitrogen in the deep soil (40–60 cm) and <0.25 mm aggregates were not sensitive to walnut plantation ages. (3) The SOC (i.e., active carbon and passive carbon), total nitrogen contents, carbon nitrogen ratio (C/N) values and SOC activity showed decreasing trends with aggregate size decreased. Meanwhile, these indices decreased gradually with an increase in soil depths. In conclusion, long-term walnut plantations (>14 years) could increase soil aggregate stability and were beneficial for SOC accumulation and the improvement of SOC activity within larger aggregates; however, these indices within <0.25 mm aggregates and deep soils were difficultly influenced by walnut plantation ages.

Key words: plantation ages; walnut orchards; soil aggregates; active carbon; passive carbon